

**EFEITO DA BIOMASSA DE BAMBU (*Guadua* spp.) NO ESTOQUE DE CARBONO DA
FLORESTA SOB DIFERENTES NÍVEIS DE PERTURBAÇÃO NO SUDOESTE DA
AMAZÔNIA**

LEONARDO GUIMARÃES ZICCARDI

2018

LEONARDO GUIMARÃES ZICCARDI

**EFEITO DA BIOMASSA DE BAMBU (*Guadua* spp.) NO ESTOQUE DE CARBONO DA
FLORESTA SOB DIFERENTES NÍVEIS DE PERTURBAÇÃO NO SUDOESTE DA
AMAZÔNIA**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação do INPA, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais Tropicais, área de manejo florestal.

Orientador: Dr. Philip Fearnside

Co-orientador: Dr. Paulo Maurício Lima de Alencastro Graça

**MANAUS
AMAZONAS – BRASIL
2018**

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	11
2. OBJETIVOS.....	15
2.1. Objetivo Geral.....	15
2.2. Objetivos específicos	15
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	16
3.1. Caracterização das áreas de estudo	16
3.1.1 Localização e acesso.....	16
3.1.2. Clima	17
3.2. Desenho amostral.....	17
3.3. Biomassa acima do solo.....	18
3.3.1 Árvores vivas.....	20
3.3.2 Palmeiras vivas	21
3.3.3 Necromassa.....	22
3.3.4 Biomassa de <i>Guadua spp.</i>	25
3.4 Diversidade	27
3.5 Estrutura horizontal e composição	28
3.6 Aquisição de imagens aéreas	30
3.7 Classificação temática das ortoimagens	32
3.8 Variáveis explicativas.....	34
3.9 Modelos de regressão para biomassa da floresta.....	35
4. RESULTADOS	38
4.1 Biomassa acima do solo.....	38
4.1.1 Árvores e palmeiras vivas.....	38
4.1.2 Necromassa.....	52
4.1.3 <i>Guadua spp.</i>	59
4.1.4 Biomassa da floresta.....	64
4.2 Imagens aéreas.....	66
4.2.1 Classificação	68
4.2.2 Interpretação visual.....	68
4.2.3 Classificação automatizada.....	72
4.3 Modelos de regressão	74
4.3.1 Variáveis de campo	75
4.3.2 Variáveis de imagens aéreas.....	78
4.4 Estoque de carbono.....	81

5.	DISCUSSÃO	82
5.1	Árvores vivas	82
5.1.1	Número de indivíduos	82
5.1.2	Área basal	83
5.1.3	Biomassa.....	84
5.2	Palmeiras vivas	85
5.3	Árvores e palmeiras vivas.....	86
5.4	<i>Guadua</i> spp.....	88
5.4.1	Biomassa.....	89
5.4.2	Densidade	90
5.5	Necromassa.....	91
5.5.1	Classes de decomposição.....	91
5.5.2	Árvores mortas em pé.....	92
5.5.3	Árvores sem copa e palmeiras mortas	93
5.5.4	Resíduos lenhosos	93
5.5.5	Necromassa total.....	94
5.6	Estrutura horizontal	95
5.6.1	Diversidade.....	96
5.6.2	Composição e distribuição de espécies	97
5.7	Imagens aéreas de alta resolução.....	97
5.7.1	Interpretação visual.....	98
5.7.2	Classificação automatizada.....	99
5.8	Modelos de regressão	100
5.8.1	Variáveis de campo	100
5.8.2	Variáveis obtidas com RPA.....	102
5.9	Biomassa da floresta e estoque de carbono	103
5.10	Políticas públicas	104
6.	CONCLUSÃO.....	106
7.	REFERENCIAS	108
8.	ANEXOS.....	117

Lista de Tabelas

Tabela 1. Compartimentos de biomassa amostrados no estudo.	18
Tabela 2. Equações alométricas e métodos utilizados para estimativa de biomassa.....	19
Tabela 3. Variáveis independentes utilizadas na elaboração de modelos de regressão para a estimativa de biomassa.	35
Tabela 4: Número de árvores e palmeiras por hectare nos diferentes níveis de impacto.	38
Tabela 5: Área basal (m ²) de árvores e palmeiras vivas por hectare nos diferentes níveis de impacto.	39
Tabela 6: Biomassa seca acima do solo de árvores e palmeiras vivas por hectare, nos diferentes níveis de impacto.	39
Tabela 7: Número de indivíduos e biomassa acima do solo de palmeiras vivas (Mg ha ⁻¹) sem <i>outlier</i> , nos diferentes níveis de impacto. A diferença significativa entre os tratamentos está representada por * ($p < 0,05$).	41
Tabela 8: Biomassa média (\pm desvio padrão) acima do solo (Mg ha ⁻¹) de árvores e palmeiras vivas, nos diferentes tratamentos. A diferença significativa entre os tratamentos está representada por * ($p < 0,05$).	42
Tabela 9: Número de indivíduos e biomassa média (\pm desvio padrão) acima do solo de árvores e palmeiras mortas em pé, nos diferentes tratamentos.	44
Tabela 10: Diversidade e número de espécies entre as comunidades locais para área total amostrada em cada tratamento (2 ha).	47
Tabela 11: Vinte espécies mais abundantes por tratamento em ordem decrescente de abundância; * Espécies que se repetem entre os três tratamentos.	48
Tabela 12: Valores de densidade relacionados aos estágios de decomposição da madeira.	52
Tabela 13: Valores de biomassa seca acima do solo de árvores mortas em pé por hectare.	54
Tabela 14: Valores de biomassa seca acima do solo de árvores sem copa e palmeiras mortas por hectare.	55
Tabela 15: Valores de biomassa seca de resíduos lenhosos por hectare.	57
Tabela 16: Valores de necromassa seca por hectare.	58
Tabela 17: Teor de água percentual para as diferentes classe amostradas de <i>Guadua</i> spp.	60
Tabela 18: Biomassa seca acima do solo de <i>Guadua</i> spp. por hectare.	61

Tabela 19: Densidade de <i>Guadua</i> spp. para os diferentes tratamentos.	62
Tabela 20: Biomassa acima do solo da floresta por hectare.	65
Tabela 21: Valores médios por hectare (\pm desvio padrão) de variáveis obtidas através da nuvem de pontos. * Valores referentes à altitude em relação ao nível do mar.** Diferença significativa ($p < 0,05$).	68
Tabela 22: Média do número de árvores e palmeiras dominantes e área média do dossel ocupada por copas desses indivíduos por hectare. A diferença significativa entre os tratamentos está representada por * ($p < 0,05$).	69
Tabela 23: Modelos de regressão múltipla selecionados, onde: PSF = Biomassa da floresta (kg ha^{-1}); GAV = Área basal de árvores vivas ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$); NPV = Número de palmeiras vivas por hectare e PS.TAB = Biomassa de bambus (kg ha^{-1}).	76
Tabela 24: Modelos de regressão múltipla selecionados, onde: PSF = Biomassa da floresta (kg ha^{-1}); GAV = Área basal de árvores vivas ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$); NPV = Número de palmeiras vivas por hectare e D.TAB = Densidade de bambus (colmos m^{-2}).	76
Tabela 25: Modelos de regressão múltipla selecionados, onde: PSF = Biomassa da floresta (kg ha^{-1}); NAV = Número de árvores vivas por hectare; NPV = Número de palmeiras vivas por hectare e PS.TAB = Biomassa de bambus (kg ha^{-1}).	77
Tabela 26: Modelos de regressão selecionados, onde: PSF = Biomassa da floresta (kg ha^{-1}); NAV = Número de árvores vivas por hectare; NPV = Número de palmeiras vivas por hectare e D.TAB = Densidade de bambus (Colmos m^{-2}).	78
Tabela 27: Modelos de regressão selecionados, onde: PSF = Biomassa da floresta (kg ha^{-1}); ACDOM = Área do dossel ocupada por copa de árvores e palmeiras dominantes ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$); VTN = Volume da nuvem de pontos (m^3).	79
Tabela 28: Modelos de regressão selecionados, onde: PSF = Biomassa da floresta (kg ha^{-1}); ACDOM = Área do dossel ocupada por copa de árvores e palmeiras dominantes ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$); VTN = Volume da nuvem de pontos (m^3).	80
Tabela 29: Valores de estoque de carbono (Mg ha^{-1}) relacionados a biomassa seca acima do solo (Mg ha^{-1}).	81

Lista de Figuras

Figura 1: Mapa de localização das áreas de estudo.....	16
Figura 2: Esquema representativo do delineamento amostral alocado em cada tratamento estudado, ao longo do transecto de 1100 m.....	17
Figura 3: Biomassa média acima do solo (Mg ha^{-1}) e número médio de indivíduos por hectare para árvores vivas (esquerda) e palmeiras vivas (direita). A diferença significativa entre os tratamentos está representada por * ($p < 0,05$).	40
Figura 4: Média (+Syx) do número e biomassa acima do solo de árvores e palmeiras vivas por hectare para as classes de diâmetro entre os diferentes tratamentos. A diferença significativa entre os tratamentos está representada por * ($p < 0,05$).....	43
Figura 5: Estruturação horizontal da comunidade a partir de método de ordenação direta, para os tratamentos controle e afetado pelo fogo; * Espécies que se repetem entre as 20 mais abundantes por tratamentos.	49
Figura 6: Estruturação horizontal da comunidade a partir de método de ordenação indireta, para o tratamento de maior impacto; * Espécies que se repetem entre as 20 mais abundantes por tratamentos.....	51
Figura 7: Valores de densidade aparente em função do estado de decomposição das unidades amostrais.....	53
Figura 8: Valores de biomassa seca acima do solo por hectare de árvores mortas em pé para as unidades amostrais em cada tratamento.	54
Figura 9: Valores de biomassa seca acima do solo por hectare de árvores sem copa e palmeiras mortas para as unidades amostrais em cada tratamento.....	56
Figura 10: Média (+Syx) de resíduos lenhosos por hectare em função das diferentes classes de diâmetro (esquerda) e dos estágios de decomposição (direita): Inicial (C1), intermediário (C2) e final (C3).....	57
Figura 11: Valores médios (+ Syx) das classes de necromassa acima do solo (Mg ha^{-1}) em função dos tratamentos.	58
Figura 12: Proporção de biomassa dos diferentes compartimentos de bambu entre tratamentos.	59
Figura 13: Biomassa seca acima do solo de bambus vivos e mortos por hectare.	61
Figura 14: Regressão linear entre biomassa e densidade de bambus para todas as unidades amostrais do estudo.	63
Figura 15: Regressão linear entre biomassa da floresta e densidade de bambus (esquerda) e biomassa de bambus (direita) para todas as unidades amostrais do estudo.	64
Figura 16: Composição da biomassa total da floresta para os tratamentos estudados. .	65

Figura 17: Regressão linear entre biomassa da floresta (Mg ha^{-1}) e número de árvores e palmeiras dominantes por hectare.	70
Figura 18: Regressão linear entre área do dossel ocupada por árvores e palmeiras vivas com o número médio de árvores vivas (esquerda) e a biomassa média de árvores vivas (direita) por hectare.	71
Figura 19: Regressão linear entre a biomassa da floresta (Mg ha^{-1}) e a área do dossel ocupada por árvores e palmeiras ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$).	72
Figura 20: Regressão linear entre número (esquerda) e biomassa de árvores vivas (direita) por hectare com a área do dossel classificada como sombra.	73
Figura 21: Regressão linear entre a biomassa da floresta (Mg ha^{-1}) e a área do dossel classificada como sombra ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$).	74

Lista de Equações

Equação 1: Biomssa de árvores vivas.....	20
Equação 2: Biomassa de palmeiras vivas	21
Equação 3: Fórmula usada para cálculo de densidade	23
Equação 4: Biomassa de árvores mortas em pé.....	23
Equação 5: Biomassa de árvores sem copa e palmeiras mortas	24
Equação 6: Volume de resíduos lenhosos por unidade de área.....	24
Equação 7: Fórmula utilizada para cálculo de diversidade α - Fisher.....	27
Equação 8: Fórmula utilizada para cálculo de equabilidade	28
Equação 9: Fórmula do <i>Stress</i> calculado para a NMDS.....	30
Equação 10: Índice de Gini (G) para a ponderação de atributos classificatórios	33

DEDICO

A Força Maior, por me guiar e acolher a qualquer tempo.
A minha mãe, Lia, pelo amor, carinho e apoio em todas as fases de minha vida.

Ao meu pai, Sandro, por ser quem sou hoje, através de ensinamentos dos quais somente um pai é capaz.

A minha irmã, Giulia, por todos os momentos de risadas e carinho que compartilhamos juntos.

Ao meu finado pai, Vicente, que fez sua parte na Terra e deixou lembranças que guardarei com carinho por toda vida.

Aos povos da floresta, colonos e seringueiros do Acre.

OFEREÇO

Ao meu mestre Dr. Celso Charuri, exemplo de conduta e esperança de um mundo bem melhor.

1. INTRODUÇÃO

Em geral, os incêndios florestais não são eventos naturais comuns na floresta amazônica. A única causa natural conhecida de incêndios florestais é a propagação do fogo iniciado por raio, sendo que, em florestas tropicais úmidas, usualmente apenas uma árvore ou uma área muito pequena de vegetação é queimada pela energia liberada após o impacto da descarga elétrica sobre a floresta (Fearnside, 1990).

Os incêndios florestais representam uma frequente fonte de distúrbios e estão diretamente relacionados com o tipo de vegetação, condições climáticas e ações antrópicas. Provocando a morte de árvores, também contribuem para um aumento na probabilidade de ocorrência de novos incêndios. A exploração florestal, por sua vez, também aumenta a susceptibilidade das florestas aos incêndios, pois no processo de extração das árvores são formadas clareiras e estradas que promovem a abertura do dossel (Nepstad *et al.*, 1999).

Um importante reflexo da associação entre eventos extremos (i.e. secas severas) com distúrbios antrópicos pode ser observado nas florestas abertas do sudoeste da Amazônia. As florestas abertas do sudoeste da Amazônia ocupam uma área estimada de pelo menos 161.500 km² e são caracterizadas pela dominância de espécies de bambu do gênero *Guadua* no sub-bosque (de Carvalho *et al.*, 2013; Ferreira, 2014).

O bambu é resistente ao fogo, possivelmente em função do seu sistema de rizomas subterrâneos bem desenvolvidos. Em muitos locais no mundo já foi observada a transformação da floresta tropical em vastos bambuzais, após incêndios florestais repetitivos em curtos períodos de tempo. Esse fenômeno foi observado para *Melocanna baccifera* na região leste da Índia, em Bangladesh, no norte de Myanmar e na Tailândia, onde também existem áreas dominadas por espécies de *Thyrsostachys*. No Vietnã, espécies de *Schizostachyum* predominam em áreas de vegetação secundária, onde a

floresta tropical foi devastada por fogo, exploração madeireira, mudanças da terra para cultivos agrícolas e, até mesmo, impactos deixados pela guerra (Banik, 2015).

As florestas abertas dominadas por bambus apresentam um número reduzido de árvores nas maiores classes de diâmetro quando comparadas com florestas em que o bambu não ocorre, fato que promove uma redução na biomassa total acima do solo e conseqüentemente, no estoque de carbono dessas florestas (Oliveira, 2000; Nelson *et al.*, 2001).

Embora a ocorrência do bambu na Amazônia esteja naturalmente associada aos solos do tipo luvisolo e cambissolo eutrófico, algumas fontes de perturbações na floresta podem promover clareiras favoráveis ao seu desenvolvimento, criando condições para que ocorra em áreas onde não existiria (de Carvalho *et al.*, 2013; Ferreira, 2014).

Considerando o incremento dos impactos antrópicos como a exploração seletiva de madeira e a intensificação dos efeitos decorrentes da mudança climática, bem como secas extremas mais frequentes, o cenário observado nessas florestas é de um aumento progressivo no número de clareiras deixadas como legado da morte de árvores e palmeiras resultante desses distúrbios (Lewis, 2011; Ferreira, 2014). Essas clareiras fornecem condições favoráveis ao desenvolvimento do bambu, muitas vezes desencadeando um processo auto-catalítico (*self-perpetuating disturbance cycle*), onde os bambus se apoiam nas árvores causando danos físicos às copas e promovendo maior abertura do dossel, cenário favorável ao desenvolvimento de mais *ramets* (Griscom & Ashton, 2006).

Florestas sujeitas a perturbações como vento, fogo e exploração madeireira são caracterizadas por um dossel descontínuo que proporciona o cenário ideal para invasão

de plantas pioneiras de caráter agressivo, tal como o bambu. Dessa forma, a regeneração de espécies arbóreas de valor comercial passa a ser limitada (Rockwell *et al.*, 2014).

A presença do bambu no sub-bosque também enfraquece a habilidade competitiva de espécies com baixa capacidade de adaptação, alterando a composição florística e reduzindo em quase 40% o número de espécies na amostra de um hectare. Essa redução no número de espécies é tão expressiva que a biodiversidade nessas florestas é considerada uma das mais baixas da floresta amazônica (Torezan & Silveira, 2000; Lima *et al.*, 2011).

Muito pouco se sabe a respeito da dinâmica das florestas abertas com bambus do sudoeste da Amazônia frente a distúrbios causados por incêndios florestais, embora uma grande parte dessas florestas tenha sido afetada em função de eventos de secas severas que ocorreram em 2005 e 2010 (Marengo *et al.*, 2008; Lewis *et al.*, 2011).

Dentre os três principais tipos de florestas do Acre, a floresta aberta dominada por bambu apresenta o menor potencial para o manejo florestal madeireiro, sugerindo que esse tipo de floresta só deve ser explorada em circunstâncias especiais (D'Oliveira *et al.*, 2004; Ferreira, 2014). Essas florestas são representadas por árvores mais baixas com menor densidade média da madeira, refletindo em uma redução de aproximadamente 30 a 40% na biomassa aérea da floresta e de 23 a 33% na biomassa média estimada para árvores, quando comparadas com florestas densas na Amazônia central (Nelson *et al.*, 2001; Nogueira *et al.*, 2008a).

Os métodos convencionais de inventário de campo são efetivos para a determinação do estoque de carbono local, mas dificilmente conseguem proporcionar um mapa acurado de carbono acima do solo por não contemplarem a grande heterogeneidade estrutural intrínseca das florestas. Além disso, esses métodos são muitas vezes falhos em captar a influência dos distúrbios que ocorrem fora das parcelas de amostragem,

ainda mais se as parcelas são tendenciosamente alocadas em locais distantes a distúrbios recentes (Fisher *et al.*, 2008; Marvin *et al.*, 2014).

Os métodos remotos convencionais mais precisos na estimativa de biomassa acima do solo frequentemente contam com dados obtidos através de LiDAR (Light Detection and Ranging) aerotransportado, que é considerado um método eficiente porém oneroso (Lu *et al.*, 2014; Figueiredo *et al.*, 2016). Com o avanço do desenvolvimento de técnicas computacionais, tornou-se possível simular um modelo tridimensional (3D) da estrutura florestal através da “Estrutura de Movimento” (*Structure-from-motion* - SFM), método mais barato que o escaneamento direto (LiDAR) e com semelhante precisão em florestas maduras (Messinger, 2016).

A aplicação adequada desse método em florestas é possível em imagens de alta resolução, que podem ser obtidas através de uma câmera RGB acoplada a aeronave remotamente pilotada (RPA) (Koh, 2012; Anderson, 2013). A partir do princípio da estereoscopia, advindo das técnicas tradicionais de fotogrametria, a sobreposição de imagens aéreas fornece uma reconstrução 3D da cena para uma maior acurácia na obtenção das variáveis de interesse (Snavely *et al.*, 2008).

Diante o exposto, o estudo proposto visa preencher uma lacuna importante em relação ao conhecimento do efeito de incêndios e manejo florestal pós-fogo sobre a estrutura e composição de florestas dominadas por *Guadua* spp. no sub-bosque. Dessa forma, podemos avaliar os prejuízos em termos de biomassa de árvores e palmeiras vivas, diversidade de espécies e quantidade de carbono armazenado nessas florestas, considerando a variação da abundância de bambu após a ocorrência de impactos antrópicos e ressaltando a importância dos cuidados que devem ser tomados no processo de intervenção e manejo das florestas no sudoeste da Amazônia.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Verificar o efeito de incêndio florestal e exploração madeireira pós-fogo sobre a abundância de *Guadua* spp. e a estrutura de florestas associadas a estes tipos de perturbações, no sudoeste da Amazônia.

2.2. Objetivos específicos

- i. Avaliar a influência de incêndios florestais e exploração madeireira pós-fogo sobre a abundância de *Guadua* spp. e examinar sua relação com a biomassa acima do solo de florestas no sudoeste da Amazônia;
- ii. Verificar a contribuição média de árvores e palmeiras vivas para a biomassa acima do solo de florestas dominadas por bambus impactadas por distúrbios e sem impacto conhecido;
- iii. Estimar o estoque de carbono acima do solo de florestas dominadas por bambus impactadas por distúrbios e sem impacto conhecido.
- iv. Comparar a diversidade arbórea entre florestas abertas dominadas por bambus impactadas por distúrbios e sem impacto conhecido;
- v. Identificar um gradiente direcionador da distribuição das espécies em florestas dominadas por bambus impactadas por distúrbios e sem impacto conhecido;
- vi. Desenvolver métodos de classificação de imagens de alta resolução em florestas abertas dominadas por bambus;
- vii. Desenvolver modelos de regressão para estimativa de biomassa acima do solo da floresta a partir de variáveis obtidas em campo e por meio de imagens aéreas;

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização das áreas de estudo

3.1.1 Localização e acesso

A área de estudo está situada na rodovia Transacreeana (AC 090), a 45 km da sede do município de Rio Branco (9° 59' 10" S e 68° 11' 33" O), região sudeste do Estado do Acre. O município de Rio Branco compreende uma área de 8.835,541 km² e possui uma população de 370.550 habitantes (IBGE, 2015).

Em um remanescente florestal composto por três propriedades particulares encontram-se duas áreas perturbadas por um mesmo incêndio florestal em 2005, sendo que uma delas foi explorada em 2007 (intensidade de corte igual a 16,82 m³ ha⁻¹) e a outra não sofreu exploração. Ainda nesse mesmo remanescente, aproximadamente 4 km ao sul, existe uma área utilizada como referência (controle) por não ter sido afetada por incêndios nem processos exploratórios recentes (Figura 1).

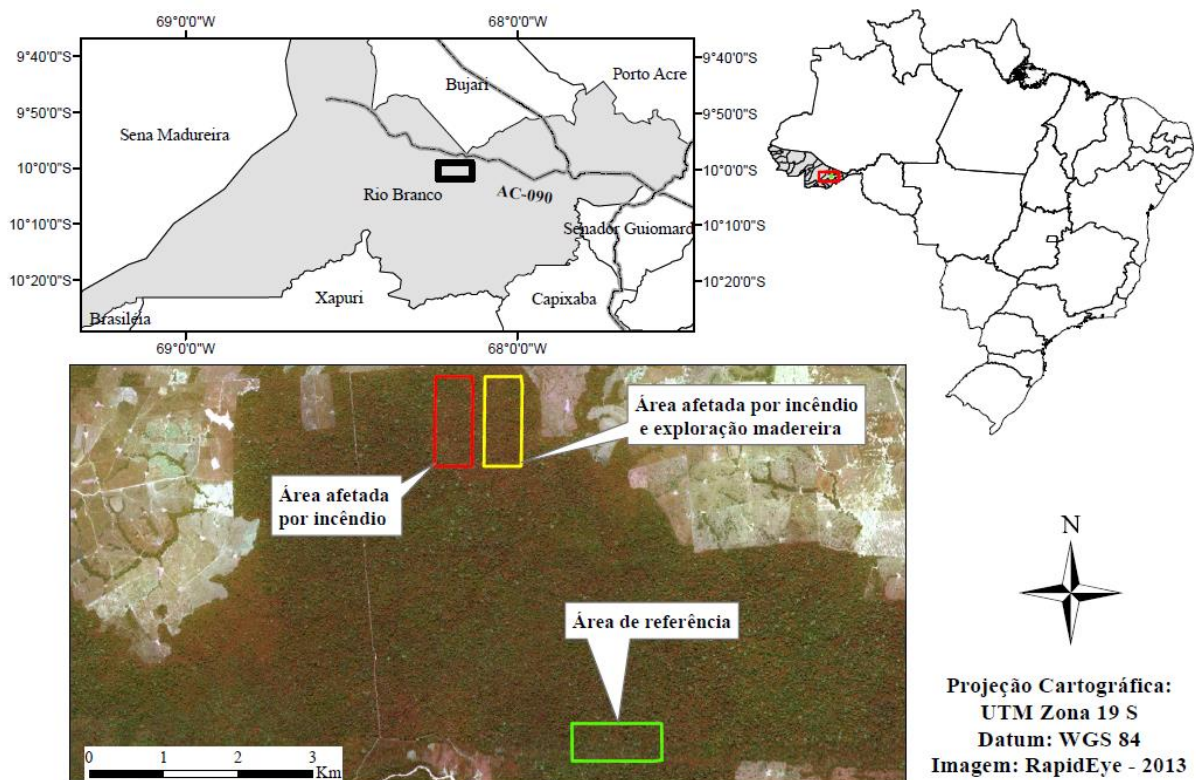


Figura 1: Mapa de localização das áreas de estudo.

Segundo relatos de moradores locais, em 2005 a maioria das florestas na região foi perturbada por incêndios florestais que promoveram o aumento da densidade de bambus presentes nas florestas. O elevado número de áreas de pastagens observadas às margens da rodovia AC-90 certamente contribuiu para esses incêndios.

3.1.2. Clima

A região apresenta temperatura média anual de 25,6°C e recebe precipitação média anual em torno de 2200 mm (Sombroek, 2001). O período chuvoso normalmente tem início em outubro, prolongando-se até maio. A precipitação do trimestre mais chuvoso (janeiro, fevereiro e março) gira entre 800 a 850 mm e do trimestre mais seco (junho, julho e agosto) entre 100 a 150 mm (ACRE, 2000).

Nos meses mais frios, é frequente a ocorrência das chamadas ‘ondas de frio’, onde ocorre uma queda brusca da temperatura com duração de 3 a 8 dias (IMAC, 1991).

3.2. Desenho amostral

O trabalho foi realizado ao longo de três transectos de 1100 metros de comprimento, sendo um para cada tratamento estudado. O critério de alocação dos transectos foi determinado respeitando o limite mínimo de 100 metros em relação à bordadura da floresta. Ao longo de cada transecto, 8 parcelas de 50 × 50 metros foram alocadas de forma sistemática, distantes 100 metros entre si, totalizando uma área amostral de 2 ha para a estimativa de biomassa acima do solo em cada tratamento (Figura 2).

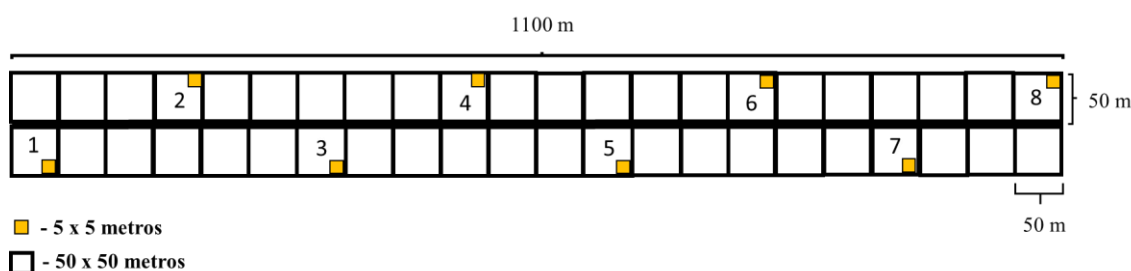


Figura 2: Esquema representativo do delineamento amostral alocado em cada tratamento estudado, ao longo do transecto de 1100 m.

A biomassa do bambu foi obtida de forma direta em 8 sub-parcelas de 5×5 m (25m^2), instaladas de forma sistemática, totalizando uma área amostral de 200 m^2 para cada tratamento estudado. A distância de 100 metros entre parcelas foi definida com o intuito de evitar pseudorepetições. Essa distância é superior à empregada para estimativa de biomassa em um estudo anterior, realizado na mesma fitofisionomia (Rockwell et al., 2014).

3.3. Biomassa acima do solo

A amostragem de biomassa acima do solo da floresta se deu através da integração de estimativas referentes a compartimentos de biomassa viva e necromassa (Tabela 1).

Tabela 1. Compartimentos de biomassa amostrados no estudo.

Biomassa viva	Necromassa
Árvores vivas (DAP ≥ 10 cm)	Árvore mortas em pé (DAP ≥ 10 cm)
Palmeiras vivas (DAP ≥ 10 cm)	Árvores sem copa e palmeiras mortas (DAP ≥ 10 cm)
Bambus vivos	Resíduos lenhosos (diâmetro ≥ 10 cm)
-	Bambus mortos

Todos os valores referentes às estimativas de biomassa viva e necromassa foram obtidos através de equações alométricas desenvolvidas para a região amazônica, com exceção dos bambus e dos resíduos lenhosos que foram amostrados por pesagem direta e linhas de interceptação (Van Wagner, 1968), respectivamente.

As equações e métodos amostrais utilizados em cada compartimento de biomassa abordado nesse estudo estão representados na tabela 2.

Tabela 2. Equações alométricas e métodos utilizados para estimativa de biomassa.

Compartimento	Equação / Método	Autor
Árvores vivas	$[\ln(\text{PS}) = -1,716 + 2,413 * \ln(\text{DAP})]$	Nogueira <i>et al.</i> , 2008b
Palmeiras vivas	$[\ln(\text{PS}) = -3,3488 + 2,748 * \ln(\text{DAP})]$	Goodman <i>et al.</i> , 2013
Árvores mortas em pé	$\text{PS} = \text{G} * \text{H} * \beta\theta * \text{d} * 0,1$	Brown <i>et al.</i> , 1995
Árvores sem copa e palmeiras mortas	$\text{PS} = \text{G} * \text{H} * \text{F} * \text{d}$	Graça <i>et al.</i> , 1999
Resíduos lenhosos	Interceptação por linhas	Van Wagner, 1968
Bambus (vivos / mortos)	Pesagem direta	-

Onde:

PS = Peso seco acima do solo (Kg);

DAP = Diâmetro à 1,30 m do solo (cm);

G = Área seccional (cm²);

H = Altura total (m);

$\beta\theta$ = coeficiente da regressão (0,62);

d = Densidade atribuída à fase de decomposição (g cm⁻³);

F = Fator de forma (0,78).

Foram realizados testes estatísticos paramétricos de hipóteses aplicados à análise de variância (ANOVA) com 95% de confiança, para a determinação de possíveis efeitos dos níveis de impacto sobre os diferentes compartimentos de biomassa, sendo que a hipótese nula em todos os testes (*H₀*) foi considerada como ausência de diferença significativa. Entretanto, esse teste possui premissas relacionadas à homogeneidade das variâncias (homocedasticidade) e normalidade dos dados, que devem ser devidamente verificadas antes de sua aplicação.

A avaliação da homocedasticidade se deu através do teste F-máximo de Hartley, escolhido por apresentar consistência quando o número de tratamentos é inferior a 12 e

quando estes possuem o mesmo número de repetições. Dessa forma, os dados apresentam homogeneidade das variâncias quando o valor do índice calculado é inferior ao valor tabelado, baseado na distribuição F (Hartley, 1950).

A verificação da normalidade dos dados foi realizada pelo método de Shapiro-Wilk. Sendo recomendado para pequenas amostras ($n < 20$) por ser relativamente sensível, a normalidade dos dados é expressa através do valor de p ($> 0,05$) relacionado ao teste estatístico W , onde a H_0 é atribuída à ausência de normalidade (Shapiro & Wilk, 1965).

Nos casos de ausência de homocedasticidade e/ou normalidade entre os dados, foram utilizadas técnicas de transformação (i.e. transformação logarítmica) para o cumprimento das premissas antes da aplicação do teste ANOVA.

O teste estatístico não-paramétrico de Kruskal-Wallis foi aplicado em casos em que os dados não se adequaram as premissas da ANOVA mesmo após o uso de técnicas de transformação. Nesse teste não-paramétrico, o cálculo da probabilidade do erro está associado a falsa rejeição da H_0 , sendo essa atribuída à ausência de diferença significativa entre tratamentos (Theodorsson-Norheim, 1986).

3.3.1 Árvores vivas

Para a biomassa das árvores foi utilizada a equação desenvolvida para florestas localizadas no arco do desmatamento por Nogueira *et al.* (2008b), na região sul do Amazonas. A equação possui o peso seco como variável resposta e é aplicada em função do DAP coletado em campo. Todas as árvores com $DAP \geq 10$ cm foram amostradas dentro de cada parcela.

$$PS_{agb} = -1,716 + 2,413 * DAP \quad (\text{Equação 1})$$

A estimativa de biomassa seca de cada indivíduo foi multiplicada pela concentração de carbono de 50% para o cálculo da estimativa do estoque de carbono (Malhi *et al.*, 2004).

3.3.1.1 Correção de densidade para árvores vivas

Um método alternativo de estimativa da biomassa de árvores vivas contou com a inclusão de um fator de correção de densidade na equação alométrica utilizada para essa classe amostral. Dessa forma, a densidade de cada espécie foi obtida no catálogo mundial de densidade da madeira (Zanne et al., 2009). No caso de ausência de um valor de densidade da madeira para uma espécie, foi adotado o valor do gênero. Nós utilizamos o valor de densidade média da família nos casos de ausência de valores de gêneros.

O fator de correção se deu pela razão entre a densidade da madeira de cada espécie e o valor médio equivalente a $0,540 \text{ g cm}^{-3}$, descrito para a região (Nogueira, 2008 – Tese). O valor obtido dessa razão foi utilizado como um produto na Equação 1.

3.3.2 Palmeiras vivas

O cálculo da estimativa de biomassa das palmeiras foi realizado através da equação proposta por Goodman *et al.* (2013), onde os diâmetros de todas as palmeiras ($\text{DAP} \geq 10 \text{ cm}$) foram amostrados.

$$\text{PS}_{\text{agb}} = -3,3488 + 2,7483 * \text{DAP} \quad (\text{Equação 2})$$

A estimativa de biomassa seca de cada indivíduo foi multiplicada pela concentração de carbono de 49,4% para o cálculo da estimativa do estoque de carbono (Goodman *et al.*, 2013).

3.3.2.1 Correção de densidade para palmeiras vivas

Assim como metodologia alternativa adotada na estimativa de biomassa da classe anterior, também adotamos como método alternativo um fator de correção de densidade na equação alométrica de palmeiras vivas. O valor de densidade de cada espécie obtida

no catálogo mundial de densidade da madeira (Zanne et al., 2009) foi dividido pelo valor médio equivalente a $0,488 \text{ g cm}^{-3}$ relatado para a família Areaceae (Chave et al., 2006). Para espécies e gêneros que não tiveram valores relatados na base de dados de referência, nós prosseguimos seguindo a mesma lógica implementada para árvores vivas.

3.3.3 Necromassa

Para a determinação dos valores de cada compartimento da necromassa, foi necessário determinar os valores de densidade relacionados a diferentes fases de decomposição da madeira.

Para avaliação em campo da fase de decomposição da madeira, tomamos como base o critério do cerne e do alburno (Graça *et al.*, 1999). Dessa forma, foram adotados 3 diferentes valores de densidade da madeira em função da categoria de decomposição do resíduo amostrado, de acordo com a classificação proposta por Silva *et al.* (2016).

- C1 (inicial) – resíduos sem deterioração perceptível, recentemente caídos e resistentes ao ataque de microrganismos (perda de massa estimada $\leq 10\%$);
- C2 (intermediário) – resíduos com poucos sinais de ataques por fungos ou insetos, com deterioração em estágio inicial (perda de massa estimada em 11 – 30%);
- C3 (avançado) – resíduos em estágio avançado de deterioração, apresentando fácil quebra ou rachadura ao toque (perda de massa estimada $> 30\%$).

A determinação dos valores de densidade da madeira correspondentes às diferentes fases de decomposição foi realizada utilizando 39 amostras referentes à árvores e palmeiras mortas, coletadas durante a amostragem de resíduos lenhosos. Como critério de coleta, todas as amostras foram representadas por discos, visando assim uma maior representatividade da estimativa em função da variabilidade anatômica no sentido radial da madeira.

Após a classificação das amostras em função da fase de composição, estas foram separadas, pesadas e tiveram seu volume úmido individual amostrado por meio do método de deslocamento de água (Princípio de Arquimedes). O peso seco das amostras foi obtido após a secagem natural em um período de 15 dias. Assim, a densidade de cada amostra foi obtida a partir da relação entre a massa seca e volume úmido:

$$d = \frac{m \text{ (seca)}}{\text{Vol (úmido)}} \quad \text{(Equação 3)}$$

O valor médio de densidade das amostras em cada uma das três classes de decomposição foi utilizado para a estimativa de biomassa das árvores mortas em pé, árvores sem copa, palmeiras mortas e resíduos lenhosos.

3.3.3.1 Árvores mortas em pé

A biomassa das árvores mortas em pé em estado inicial e final de decomposição foi quantificada utilizando a equação ajustada por Brown *et al.* (1995) na estação ecológica de Samuel (Rondônia) e adaptada por Nascimento & Laurance (2006) ao considerar a densidade da madeira. Foi descontado 10% do valor calculado por conta da ausência de folhas e galhos (Delaney *et al.*, 1998).

$$PS_{agb} = 0,62 * G * H * d \quad \text{(Equação 4)}$$

As variáveis correspondentes à Equação 4 podem ser observadas na tabela 2. A fase de decomposição de cada indivíduo amostrado foi registrada em campo para a aplicação do referente valor de densidade obtido em função de amostras coletadas na mesma área (3.3.3).

3.3.3.2 Árvores sem copa e palmeiras mortas

O cálculo da estimativa de biomassa das árvores sem copa e palmeiras mortas foi realizado através da equação proposta por Graça *et al.* (1999), adotando um fator de forma igual a 0,78 (Fearnside, 1992).

$$PS_{agb} = G * H * d * 0,78 \quad (\text{Equação 5})$$

A densidade da madeira foi atribuída à fase de decomposição, utilizando os mesmos valores e critérios de classificação dos resíduos lenhosos (3.3.3).

3.3.3.3 Resíduos lenhosos

Para a estimativa de biomassa dos resíduos lenhosos referentes às árvores caídas, foi adotada a metodologia descrita por Van Wagner (1968) como método de interceptação por linha e adaptada para este trabalho.

Assim, três linhas de 20 metros foram lançadas dentro de cada parcela e todas as peças com diâmetro acima de 10 cm que interceptaram a linha foram amostradas, com exceção dos bambus. Para isso, o diâmetro de todas as peças foi registrado no ponto de interceptação das linhas, e o cálculo do volume se deu em função da seguinte equação:

$$V = \frac{\pi^2 * d^2}{8 * L} \quad (\text{Equação 6})$$

Onde:

V = Volume úmido do sólido por unidade de área (m³);

d = Diâmetro de cada peça que cruza a linha (cm);

L = Comprimento da linha de amostragem (m).

As medidas de diâmetro foram tomadas sempre no sentido perpendicular ao eixo central de cada peça, segundo recomendações metodológicas (Van Wagner, 1968). Resíduos lenhosos dispostos longitudinalmente em relação à linha central não foram amostrados pela impossibilidade de submissão ao processo matemático de integração entre diâmetro e unidade de medida.

Os valores de densidade das peças também foram relacionados às fases de decomposição, fazendo uso da categorização estabelecidas por Delaney *et al.* (1998) e adaptada para esse estudo (3.3.3). Dessa forma, foram adotados 3 diferentes valores de

densidade média da madeira em função da categoria de decomposição do resíduo amostrado.

Os valores de densidade foram importantes no processo de conversão do volume obtido das peças em necromassa, sendo considerado um conteúdo de água de 0,416 (Nogueira *et al.*, 2008c). Para a estimativa do carbono estocado pelos resíduos lenhosos foi adotado o teor de carbono igual a 46,4% (Graça *et al.*, 1999).

3.3.4 Biomassa de *Guadua spp.*

A estimativa da biomassa dos bambus na floresta foi realizada através da pesagem direta de todos os *ramets* encontrados dentro de cada sub-parcela de 25 m², totalizando uma área amostral de 200 m² para cada tratamento estudado. Amostras de colmos (vivos e mortos) e folhas (vivas e mortas) foram coletadas para a determinação do teor de água e densidade.

Após o registro do número de colmos estabelecidos dentro de cada uma das sub-parcelas, todos os *ramets* de bambus foram seccionados e a pesagem se deu em campo, utilizando uma balança de mola com capacidade máxima de 200 kg e precisão equivalente a 1 kg.

As folhas foram pesadas separadamente dos colmos, assim como os *ramets* vivos foram pesados separadamente dos mortos. O peso seco de cada pesagem foi relativo ao teor de água de cada compartimento amostrado (3.3.4.1).

De acordo com o método amostral, *ramets* estabelecidos fora das sub-parcelas foram parcialmente amostrados ao ultrapassarem os limites demarcados em função da curvatura de longos colmos, sendo estes seccionados no ponto de cruzamento entre a área externa e interna das sub-parcelas. Seguindo a mesma lógica, *ramets* estabelecidos nas áreas internas das sub-parcelas foram cortados em sua base (rente ao solo) e tiveram suas secções amostradas até o ponto de cruzamento dos limites demarcados.

3.3.4.1 Teor de água e densidade aparente de *Guadua spp.*

Os valores médios do teor de água dos bambus foram determinados para quatro diferentes compartimentos: Colmos vivos, colmos mortos, folhas vivas e folhas mortas. A densidade média foi determinada para os colmos e também foi amostrada separadamente em indivíduos vivos e mortos.

Para a determinação do teor de água das folhas, duas amostras semelhantes de aproximadamente 300 gramas cada uma, foram coletadas em cada sub-parcela amostrada, sendo uma para folhas vivas e uma para folhas mortas. Assim, foram coletadas 8 amostras em cada tratamento, totalizando 24 amostras para cada compartimento analisado (folhas vivas e folhas mortas).

A amostragem do teor de água e densidade média dos colmos foi realizada a partir de 10 amostras de colmos vivos e 10 amostras de colmos mortos, coletados em cada sub-parcela, totalizando 80 amostras em cada tratamento e 240 amostras para cada compartimento analisado (colmos vivos e colmos mortos). Cada amostra de colmo foi composta por três secções de aproximadamente 30 centímetros cada, sendo uma referente à base do colmo, uma ao terço médio e uma à porção apical da planta, totalizando 1440 secções analisadas. Visando uma minimização do viés da amostragem devido às peculiaridades anatômicas ao longo do segmento de colmo, cada uma das secções de uma amostra conteve pelo menos um nó e o valor final de cada amostra foi definido pela média entre as três secções.

Todas as amostras de bambus foram pesadas imediatamente após a coleta em uma balança eletrônica digital e os colmos tiveram seu volume estimado através do método de deslocamento de água (Princípio de Arquimedes). As amostras foram então submetidas ao processo de secagem natural por 15 dias e após isso foram pesadas novamente.

3.4 Diversidade

A partir da identificação das espécies amostradas no inventário de campo, foi possível comparar a diversidade, abundância e o padrão estrutural de distribuição das espécies entre os diferentes tratamentos.

A identificação botânica das espécies em campo foi realizada por experiente parobotânico local, sendo a validação do nome científico realizada por meio do herbário virtual do jardim botânico de Nova York (*New York Botanical Garden – Virtual Herbarium*). O nome científico atualizado das espécies identificadas foi averiguado em uma plataforma botânica online (*The Plant List*, 2010). A espécie mais abundante de bambu observada no estudo foi *Guadua weberbaueri* Pilger, facilmente identificada em campo por sua peculiar inflorescência e forma dos frutos (Anexo 14). Entretanto, como existem outras espécies de bambus lenhosos que podem coexistir em um mesmo remanescente florestal, adotamos o termo *Guadua spp.* para inferir sobre a população como um todo.

O índice de diversidade alfa da Série Logarítmica proposta por Fisher *et al.* (1943) foi utilizado para a comparação da diversidade local entre os tratamentos. Baseado no uso da distribuição de abundância relativa, esse índice paramétrico é considerado adequado para aplicações em florestas da Amazônia, onde há um número reduzido de espécies hiper-dominantes (ter Steege *et al.*, 2013).

$$S = \alpha * \ln\left(1 + \frac{N}{\alpha}\right) \quad \text{(Equação 7)}$$

Onde:

- S – Número total de espécies;
- N – Número total de indivíduos;
- α - Parâmetro baseado na série logarítmica.

A escolha desse índice se deu pela retomada da ideia do uso da distribuição de abundâncias para o cálculo de diversidade, a partir da Teoria Neutra proposta por

Hubbell (2001), onde as abundâncias relativas são descritas por uma distribuição multinomial de soma zero.

Embora a medida mais direta e comum de diversidade seja simplesmente a riqueza de espécies, que consiste número de espécies encontradas em uma comunidade de interesse (Wilsey *et al.* 2005), essa medida está diretamente relacionada ao esforço amostral (Colwell & Coddington, 1994). Dessa forma, optamos por utilizar um índice de diversidade que é relativamente independente do esforço amostral (Melo, 2008), onde o valor obtido terá pouca variação em função do aumento da área amostrada (Pielou, 1975; Magurran, 2004).

Assumindo que o índice de diversidade é composto por riqueza e equabilidade, o valor obtido acaba sendo algo abstrato pois não reflete exatamente a natureza da comunidade (Jost, 2007). Visando um melhor detalhamento das características das comunidades, o índice de Pielou de equabilidade (J) também foi calculado para efeito de comparação.

$$J = \frac{H'}{\log(S)} \quad \text{(Equação 8)}$$

Onde:

J – Índice de Pielou de equabilidade;

H' – Diversidade de Shannon.

S – Número total de espécies;

Assim, nossos resultados em termos de diversidade de espécies poderão ser utilizados para comparação em futuros estudos realizados em florestas abertas dominadas por bambus, independentemente da área e do esforço amostral.

3.5 Estrutura horizontal e composição

As estruturas das comunidades foram observadas *a priori* a partir do método de ordenação direta, em função de um gradiente ligado à hipótese inicial de

direcionamento da distribuição de espécies. Esse método consiste em uma abordagem de pesquisa na ecologia de comunidades, onde a distribuição de organismos pode ser analisada em função de gradientes ambientais conhecidos (Gauch, 1982)

O gradiente escolhido para essa análise foi a densidade de *Guadua* spp., considerando a hipótese inicial de que o padrão de distribuição das espécies dentro das comunidades é direcionado número de colmos por unidade de área (colmos m⁻²) na floresta.

O método de ordenação indireta foi empregado para a determinação de um gradiente direcionador de distribuição das espécies em comunidades cujo gradiente avaliado na hipótese inicial (colmos m⁻²) não desempenhasse esse papel.

Para isso, foi utilizado o escalonamento não-métrico multidimensional (NMDS) por ser um método de ordenação considerado amplamente efetivo para aplicação em comunidades ecológicas (Minchin, 1987; McCune & Grace, 2002). Esse método foi implementado com o uso da função '*metaMDS*' do pacote '*vegan*', no *Software R*.

No algoritmo da função, uma matriz de dissimilaridade é calculada na etapa inicial com o uso da distância de Bray-Curtis. A partir desse ponto, o algoritmo executa o NMDS repetidas vezes com configurações aleatórias da matriz inicial, comparando os resultados até um número definido de tentativas ou a obtenção de duas configurações similares com o mínimo de *stress*. Por fim, o escalonamento é realizado e há uma rotação da solução com o acréscimo de escores como médias ponderadas atribuídas às espécies.

A avaliação da efetividade do método foi possível através da observação do *Stress* (*S_s*), que é uma medida de qualidade de ajuste da solução proposta e reflete a tendência monotônica das dissimilaridades observadas $\emptyset(D)$ e das distâncias ordenadas (*d*) (Kruskal, 1964):

$$Ss = \sqrt{\frac{\sum ij [\emptyset(Dij) - dij]^2}{\sum ij d^2ij}} \quad (\text{Equação 9})$$

Onde:

Ss – *Stress* da solução proposta pelo modelo;

$\emptyset(Dij)$ – Dissimilaridade observada.

dij – Distância observada;

Os valores de *stress* reportados na maioria das soluções para dados de comunidades ecológicas variam entre 10 e 20%, sendo que valores inferiores a esse intervalo podem ser considerados bastante satisfatórios (McCune & Grace, 2002).

Como as espécies e unidades amostrais (parcelas) são ordenadas ao mesmo tempo, se forem colocadas na ordem dada pelo eixo de ordenação dos escores, o resultado será dado por maiores valores concentrados na diagonal, revelando a estrutura intrínseca da comunidade (Gauch, 1982).

Após a obtenção da estrutura intrínseca da comunidade, algum possível gradiente direcionador do padrão de distribuição de abundâncias das espécies foi investigado através de uma análise exploratória. Dessa forma, os escores do primeiro eixo gerado através do NMDS foram utilizados como um eixo de ordenação, que foi plotado contra os gradientes ambientais conhecidos para a observação de potenciais relações.

3.6 Aquisição de imagens aéreas

As imagens digitais que deram origem à estrutura 3D da floresta foram obtidas a partir de dois sobrevoos realizados (ambos no dia 18/09/2016) com o uso de aeronave remotamente pilotada (RPA) do tipo drone, modelo Phantom DJIP3 Advanced. Os planos de voo foram definidos em uma velocidade média de 12,8 m/s (46,1 km/h) e altura de 166 metros em relação ao solo, proporcionando uma área total de cobertura equivalente a 184,87 hectares de floresta aberta dominada por *Guadua* spp.

O ajuste do imageamento foi definido em uma câmera RGB para 3 registros fotográficos por segundo, sendo que as coordenadas dos pontos centrais de cada foto foram obtidas com um GPS de navegação receptor de sinal GNSS (*Global Navigation Satellite System*).

O georreferenciamento das imagens se deu pela integração das coordenadas relativas aos pontos centrais das fotos com uma base referencial do Inra (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária). O refinamento do georreferenciamento foi realizado com a triangulação de pontos de controle no solo, que tiveram suas coordenadas coletadas por um trio de receptores GPS geodésicos de alta precisão, operantes em duas frequências pós-processadas (L1/L2) (Anexo 1). A resolução espacial média referente ao conjunto de imagens obtidas nos sobrevoos foi de 0,12 metros.

Os dados foram processados com o sistema de coordenadas UTM (*Universal Transverse Mercator*), zona 19 Sul e *datum* SAD 69. A partir do processamento integrado das imagens 2D obtidas nos planos de voo com o *Software* PIX4D (versão 2.1.57), foi possível a elaboração de um mosaico de imagens da área sobrevoada (ortoimagem), bem como o modelo digital de superfície (MDS) e a nuvem de pontos (modelo tridimensional da floresta) com densidade média de 12,01 pontos/m³.

Esses produtos obtidos forneceram em conjunto um acervo de variáveis a serem exploradas na elaboração de um modelo de regressão múltipla, para a estimativa de biomassa acima do solo da floresta.

3.7 Classificação temática das ortoimagens

Nesse estudo foram testados dois métodos distintos de segmentação e classificação das imagens ortorretificadas, sendo que o objetivo de ambos foi estabelecer uma segregação entre a área do dossel dominada por árvores e a área do dossel dominada por *Guadua* spp., visando a obtenção de variáveis potencialmente relevantes para a elaboração de modelos de regressão.

O primeiro método consistiu na segmentação das ortoimagens pela interpretação visual das copas individuais das árvores com auxílio do MDS, utilizando o *software* ArcGIS. As copas foram associadas a um arquivo *shapefile* de polígonos que teve o valor da soma das áreas determinado para cada parcela. Os indivíduos amostrados no inventário foram associados às copas demarcadas através das coordenadas coletadas em campo com o receptor GPS de navegação.

Apesar da técnica de interpretação visual ser amplamente utilizada na análise de imagens, a demanda por métodos mais rápidos que facilitem a obtenção dos resultados remete ao uso da classificação computacional, principalmente no contexto de imagens de alta resolução aplicadas a florestas maduras e pouco densas (Brandtberg, 2002).

Nas duas últimas décadas, a ciência da computação demonstrou notável avanço na área de aprendizado computacional (*Machine learning*), fato que possibilitou o desenvolvimento do segundo método de classificação utilizado no presente estudo. Esse método é capaz de gerar múltiplos classificadores estruturados em árvores de decisões, agregando seus resultados para a predição de um ou mais elementos. Duas vertentes desse método são bem conhecidas atualmente e podem ser descritas como empacotamento (*bagging*) e incremento (*boosting*) da árvore de classificação (Liaw & Wiener, 2002).

No empacotamento, as árvores geradas são independentes entre si, e a maioria das ‘decisões’ é tomada como a verdade da predição (Breiman, 1996). Já no método de incremento, as árvores interagem entre si trocando de informações e ponderando ‘pesos’ para predições classificadas incorretamente em árvores vizinhas (Shapire *et al.*, 1998).

Alguns anos mais tarde, Breiman (2001) propôs o *random forest*, aprimorando o método de empacotamento com uma etapa adicional de randomização. Além das árvores de classificação serem criadas a partir de diferentes frações da amostra, a estrutura de criação das árvores nesse método é modificada. Enquanto nas árvores convencionais cada ‘nó’ de decisão é criado a partir da melhor divisão possível de pesos entre todas as variáveis, no *random forest* os nós são estabelecidos pela melhor divisão possível de pesos entre todas as variáveis selecionadas aleatoriamente para cada nó.

Apesar de parecer contra intuitiva por restringir aleatoriamente o uso de variáveis em cada nó de decisão, essa medida elevou o desempenho dos modelos gerados pelo *random forest*, tornando-os robustos contra sobreajuste (*overfitting*) e muitas vezes superiores a outros métodos classificadores como análises discriminantes, redes neurais e máquinas de vetores de suporte (Liaw & Wiener, 2002).

O algoritmo de classificação do *random forest* utiliza o índice de Gini (G) como parâmetro para a ponderação de atributos. A partir de um conjunto de células de treinamento (T) e uma posterior seleção de *pixels* ao acaso, o índice avalia a pureza das unidades selecionadas em relação a atributos correspondentes a determinada classe (C_i) (Breiman *et al.*, 1984):

$$G = \sum \sum_{j \neq i} (f(C_i, T)/|T|)(f(C_j, T)/|T|) \quad (\text{Equação 10})$$

Onde $f(C_i, T)/|T|$ representa a probabilidade da unidade selecionada (*pixel*) pertencer a classe C_i .

Dessa forma, as árvores de classificação do *random forest* são capazes de se desenvolverem, crescendo mais a cada vez que recebem novas amostras de treino correspondentes a novas combinações de características dos dados. Essa é uma das maiores vantagens desse método em relação a outros métodos de classificação por árvores de decisões, tornando possível o acúmulo de informações prévias para a elaboração de modelos mais complexos (Pal, 2005).

Na etapa de classificação supervisionada foram definidas quatro classes temáticas: Copas de árvores e palmeiras; Dossel de bambus; Vegetação não fotossintetizante e sombra (Anexo 2). As amostras de treinamento coletadas em cada uma dessas classes estabeleceram árvores de decisão para a classificação dos objetos de interesse.

Como as ortoimagens foram obtidas em diferentes horários com diferentes padrões de reflectância, dois modelos foram elaborados, sendo um para cada ortoimagem. O primeiro modelo elaborado foi aplicado na ortoimagem correspondente aos tratamentos afetados por distúrbios e o segundo modelo foi elaborado e aplicado na ortoimagem correspondente ao tratamento sem impacto conhecido.

O padrão definido para a elaboração dos modelos foi de 70% do conjunto das unidades selecionadas utilizadas para o treino e 30% do conjunto das unidades selecionadas para a validação do modelo. A avaliação da concordância da classificação foi realizada a partir dos valores de acurácia e do coeficiente Kappa (Cohen, 1968), sendo que a interpretação dos valores dos coeficientes foi baseada na categorização proposta por Landis & Koch (1977) onde termos são associados a valores (Anexo 3).

3.8 Variáveis explicativas

No total, foram utilizadas 19 variáveis independentes, sendo 9 delas relacionadas aos dados de campo e 10 obtidas a partir do imageamento aéreo. Dentro do grupo de

variáveis do imageamento aéreo, 5 foram obtidas por meio das ortoimagens e outras 5 foram obtidas através da nuvem de pontos (Tabela 3).

Tabela 3. Variáveis independentes utilizadas na elaboração de modelos de regressão para a estimativa de biomassa.

Campo	Imagens aéreas
Número de árvores vivas	Número de árvores dominantes *
Número de palmeiras vivas	Área dominada por bambu (m ²) *
Número de árvores mortas em pé	Área total de copas dominantes (m ²) *
Densidade de bambu (colmos m ⁻²)	Área total de sombra (m ²) *
Biomassa de bambus (Mg ha ⁻¹)	Área total de vegetação não fotossintetizante (m ²) *
Biomassa de árvores vivas (Mg ha ⁻¹)	Volume total abaixo do dossel (m ³) **
Biomassa de palmeiras vivas (Mg ha ⁻¹)	Volume total abaixo do dossel de bambus (m ³) **
Biomassa de árvores mortas em pé (Mg ha ⁻¹)	Altura máxima (m) **
Biomassa de resíduos lenhosos (Mg ha ⁻¹)	Altura mínima (m) **
	Altura média do dossel de bambu (m) **

* Variáveis obtidas a partir das ortoimagens; ** Variáveis obtidas através das nuvens de pontos.

Dentre as variáveis analisadas, as que foram exclusivamente obtidas pela análise das ortoimagens assumiram diferentes valores em função dos diferentes métodos de classificação e segmentação das imagens (interpretação visual e classificação computacional).

3.9 Modelos de regressão para biomassa da floresta

A elaboração dos modelos de regressão para a estimativa da biomassa da floresta se deu a partir da experiência de campo, onde a floresta alvo do estudo consiste em um ambiente hostil para amostragens, com muitas dificuldades práticas na obtenção de variáveis. Dessa forma, oferecemos nesse trabalho um conjunto de modelos visando uma ampla utilização, de acordo com diferentes situações e recursos disponíveis para a coleta dos dados nas futuras pesquisas realizadas em florestas abertas dominadas por bambus, considerando um *trade-off* entre facilidade na estimativa e precisão.

Para isso, três grupos de variáveis independentes provenientes de três métodos de coleta de dados foram considerados para a análise: Coleta de dados no campo (inventário florestal); Coleta de dados com RPA e classificação visual das imagens; Coleta de dados com RPA e classificação automatizada das imagens.

Para as variáveis obtidas em campo, três modelos foram selecionados em função de diferentes situações de disponibilidade de recursos para a amostragem dos dados. A inclusão da área basal de árvores vivas no modelo é ideal para a estimativa de biomassa nesse tipo de floresta, onde esses indivíduos são responsáveis por grande parte da biomassa da floresta. Entretanto, em locais onde os *ramets* de bambus são muito adensados (> 3000 colmos ha^{-1}) observamos uma grande dificuldade de locomoção na floresta, fato que pode refletir em um processo demorado e oneroso na obtenção dessa variável.

Visando a redução do elevado número de modelos inicialmente indicados pela rotina de seleção, as variáveis explicativas foram limitadas a um número máximo de três por modelo. Além disso, foram definidos critérios relacionados à independência entre as variáveis preditoras (ausência de multicolinearidade), normalidade e homocedasticidade da distribuição dos resíduos.

A etapa inicial do processo de triagem das variáveis independentes se deu pela avaliação da ausência de multicolinearidade a partir de uma matriz de correlação. O critério de exclusão utilizado para os pares de variáveis independentes correlacionadas se deu pela avaliação da correlação destas variáveis com a variável de interesse, sendo excluída a variável mais fraca (menor correlação com a variável de interesse) das seguintes etapas de seleção. No caso de similaridade dos valores de correlação dessas variáveis com a variável resposta, o critério de exclusão foi baseado no nível de esforço

demandado na obtenção das variáveis, sendo selecionada a variável de mais fácil obtenção para as seguintes etapas de seleção.

A avaliação da normalidade da distribuição dos resíduos foi realizada a partir da análise gráfica da distribuição do erro padronizado e do teste de Shapiro-Wilk. A homocedasticidade dos dados foi avaliada aplicando-se o teste F-máximo de Hartley. Todas as análises foram realizadas utilizando o *software* R (versão 3.4.0).

Todas as variáveis independentes selecionadas foram testadas juntas para a elaboração dos modelos de regressão linear múltipla em cada grupo de variáveis predictoras. O critério AIC (Akaike Information Criterion) foi aplicado na comparação dos diferentes modelos obtidos com a utilização do pacote *glmulti* por meio de exaustivas interações, visando a seleção do menor número possível de variáveis para a obtenção de um modelo adequado (Calcagno & de Mazancourt 2010).

Os modelos de regressões indicados pelo *glmulti* foram então submetidos à etapa final de seleção, onde foram testados em conjunto com todos os possíveis modelos simples, o modelo saturado (todas variáveis independentes incluídas) e o modelo nulo (apenas em função do intercepto). Nessa etapa, o critério de informação delta Akaike (Δ AIC) foi calculado para comparar a eficiência dos modelos na estimativa de biomassa da floresta. A adequabilidade dos modelos é representada por Δ AIC ≤ 2 , modelos com $4 \leq \Delta \leq 7$ são consideravelmente menos adequados e modelos com $\Delta > 10$ são considerados inadequados (Burnham & Anderson, 2004).

4. RESULTADOS

4.1 Biomassa acima do solo

No total, foram mensuradas 1.111 árvores vivas ($DAP \geq 10$ cm), 105 palmeiras vivas ($DAP \geq 10$ cm) e 174 bambus vivos e mortos nas parcelas amostradas. Além das mudanças estruturais da floresta frente aos diferentes níveis de distúrbio, foram avaliadas também a riqueza de espécies e a estrutura das comunidades.

4.1.1 Árvores e palmeiras vivas

Os dados obtidos no inventário florestal evidenciaram uma diferença significativa entre os tratamentos para o número médio de indivíduos arbóreos vivos por hectare através do teste ANOVA (95%), sendo essa diferença constatada pelo teste Tukey *post-hoc* (95%) entre os tratamentos controle e de maior impacto.

Não foi observada diferença significativa para o número médio de palmeiras vivas por hectare, embora o tratamento impactado por fogo tenha apresentado um valor médio quatro vezes superior ao tratamento de maior impacto (Tabela 4).

Tabela 4: Número de árvores e palmeiras por hectare nos diferentes níveis de impacto.

	Parâmetros	Controle	Fogo	Fogo + Manejo	ANOVA <i>p</i> (95%)
Árvores	Média	233,5*	141*	184,5	0,034*
	CV (%)	28,63	23,38	48,91	
	IC (95%)	177,60 - 289,39	113,43 - 168,56	109,05 - 259,94	
Palmeiras	Média	22,5	24	6	0,651
	CV (%)	106,21	210,63	100,79	
	IC (95%)	2,52 - 42,48	0 - 62,26	0,94 - 111,5	

Também foi possível constatar diferença significativa ($p = 0,011$) para a área basal de indivíduos arbóreos vivos entre os tratamentos através do teste ANOVA (95%), sendo essa diferença constatada pelo teste Tukey *post-hoc* (95%) entre os tratamentos controle e de impacto intermediário (Tabela 5). O teste não paramétrico de Kruskal-

Wallis foi empregado para a área basal de palmeiras vivas em função da ausência de cumprimento das premissas da ANOVA observada nos dados (Anexo 4).

Tabela 5: Área basal (m²) de árvores e palmeiras vivas por hectare nos diferentes níveis de impacto.

	Parâmetros	Controle	Fogo	Fogo + Manejo	<i>p</i> (95%)
Árvores	Média	4,37*	2,55*	2,97	ANOVA 0,01*
	CV (%)	27,2	22,6	49,5	
	IC (95%)	3,38 – 5,37	2,07 – 3,04	1,74 – 4,21	
Palmeiras	Média	0,23	0,60	0,05	Kruskal-Wallis 0,22
	CV (%)	88,4	246,4	97,8	
	IC (95%)	0,06 – 0,41	0 – 1,84	0,01 – 0,09	

Como reflexo do número médio de indivíduos e da área basal por hectare, a biomassa de árvores vivas também apresentou diferença significativa ainda mais expressiva ($p = 0,016$) entre os tratamentos controle e impactado pelo fogo. Essa diferença foi detectada a partir de um teste Tukey a (95%) aplicado posteriormente à ANOVA (95%). Em relação à biomassa de palmeiras vivas, foi constatada a ausência de normalidade dos dados mesmo após técnica de transformação logarítmica ($W = 0,83$; $p = 0,1 \cdot 10^{-3}$) (Anexo 5), fato que implicou na aplicação do teste Kruskal-Wallis onde não foi observada diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 6).

Tabela 6: Biomassa seca acima do solo de árvores e palmeiras vivas por hectare, nos diferentes níveis de impacto.

	Parâmetros	Controle	Fogo	Fogo + Manejo	<i>p</i> (95%)
Árvores	Média (Mg ha ⁻¹)	203,06*	114,68*	131,94	ANOVA 0,016*
	CV (%)	32,23	33,44	52,54	
	IC (95%)	148,34 - 257,78	82,61 - 146,74	73,98 - 189,90	
Palmeiras	Média (Mg ha ⁻¹)	5,36	20,90	0,705	Kruskal - Wallis 0,211
	CV (%)	91,98	254,36	123,43	
	IC (95%)	1,23 - 9,48	0 - 65,35	0 - 1,43	

Os maiores valores de biomassa acima do solo de palmeiras vivas foram encontrados no tratamento de impacto intermediário. Para as árvores vivas, os maiores valores de biomassa foram encontrados no tratamento controle, onde a floresta encontrava-se livre de recentes distúrbios causados por fogo e exploração madeireira (Figura 3).

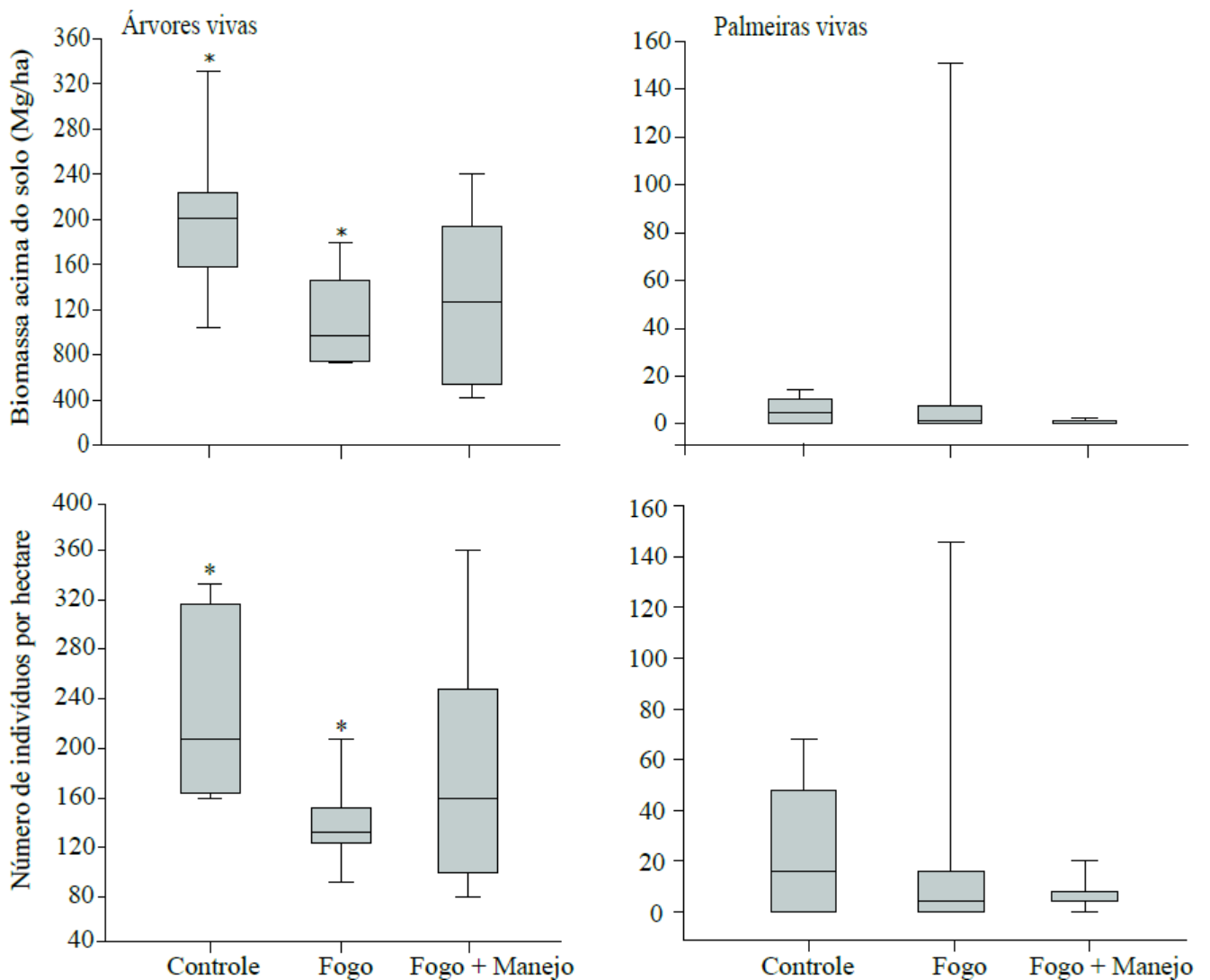


Figura 3: Biomassa média acima do solo (Mg ha^{-1}) e número médio de indivíduos por hectare para árvores vivas (esquerda) e palmeiras vivas (direita). A diferença significativa entre os tratamentos está representada por * ($p < 0,05$).

A grande fonte de variação dos dados referentes a palmeiras no tratamento de fogo pode ser atribuída a uma parcela amostrada na área de baixo, por consequência do delineamento sistemático da amostragem (Anexo 6). Essa parcela possuiu um número

elevado de indivíduos em relação à média desse tratamento (6,16 vezes maior), fato que reflete também o aumento considerável de biomassa (7,28 vezes) em relação à média do tratamento afetado pelo fogo. Visando manter a boa representatividade da área e considerando que nenhuma outra parcela amostrada foi encontrada em condições semelhantes, optamos por manter esta unidade amostral entre os dados, com o intuito de captar o máximo da variação entre os tipos de relevo ocupados pela floresta.

Entretanto, quando consideramos essa unidade amostral (T2P8) como um *outlier* e a retiramos junto com outras duas de posição correspondente, sendo uma para cada tratamento (T1P8 e T3P8), passamos a observar uma adequação dos dados frente às premissas relacionadas ao teste ANOVA, através do qual observamos diferença significativa para a biomassa de palmeiras vivas por hectare entre os tratamentos (Tabela 7).

Tabela 7: Número de indivíduos e biomassa acima do solo de palmeiras vivas (Mg ha^{-1}) sem *outlier*, nos diferentes níveis de impacto. A diferença significativa entre os tratamentos está representada por * ($p < 0,05$).

	Parâmetros	Controle	Fogo	Fogo + Manejo	ANOVA p (95%)
Número de palmeiras por hectare	Média	25,71	6,28	6,28	0,146
	CV (%)	92,83	115,35	102,98	
	IC (95%)	3,63 – 47,79	0,0 – 12,99	0,29 – 12,27	
Biomassa	Média (Mg ha^{-1})	6,13*	2,12	0,785*	0,029*
	CV (%)	78,1	133,55	115,52	
	IC (95%)	1,70 – 10,55	0,0 – 4,75	0,0 – 1,62	

4.1.1.1 Distribuição diamétrica

Considerando todas as parcelas amostradas para o conjunto formado por árvores e palmeiras vivas, mais da metade da biomassa acima do solo (54,94%) foi composta por indivíduos grandes, com DAP superior a 50 cm. Foi possível observar diferença

significativa para a biomassa viva total de árvores e palmeiras entre os tratamentos controle e de maior impacto (Tabela 8).

Tabela 8: Biomassa média (\pm desvio padrão) acima do solo (Mg ha^{-1}) de árvores e palmeiras vivas, nos diferentes tratamentos. A diferença significativa entre os tratamentos está representada por * ($p < 0,05$).

Classe diamétrica (cm)	Controle	Fogo	Fogo + Manejo	ANOVA (p)
≤ 20	13,11 \pm 5,45	8,70 \pm 4,62	9,78 \pm 6,06	0,25
21 – 30	19,40 \pm 8,77	15,82 \pm 6,92	16,34 \pm 5,33	0,56
31 – 40	23,69 \pm 7,11	16,01 \pm 11,66	19,37 \pm 9,08	0,28
41 – 50	27,12 \pm 13,40	28,88 \pm 21,43	16,03 \pm 19,06	0,33
> 50	124,81 \pm 68,13	65,95 \pm 41,18	70,52 \pm 50,53	0,07
Total	208,15* \pm 68,42	135,37 \pm 51,36	132,06* \pm 69,42	0,043*

O tratamento de maior impacto apresentou um número de árvores vivas superior ao tratamento de impacto intermediário, que por sua vez, apresentou o maior número de palmeiras vivas dentre todos os tratamentos. Quando consideramos a biomassa do conjunto de indivíduos formado por árvore e palmeiras vivas, observamos uma proximidade nos valores obtidos entre os dois tratamentos impactados por distúrbios.

Entretanto, o menor valor de biomassa no tratamento de maior impacto para esse conjunto de indivíduos foi suficiente para a constatação de diferença significativa ($p = 0,04$) em relação ao tratamento controle, detectada através de um teste Tukey a (95%) aplicado posteriormente à ANOVA (95%). O menor valor de biomassa acima do solo observado nesse tratamento pode ser atribuído ao baixo número de palmeiras encontradas e a uma maior concentração dos indivíduos nas classes de diâmetro mais baixas (Figura 4).

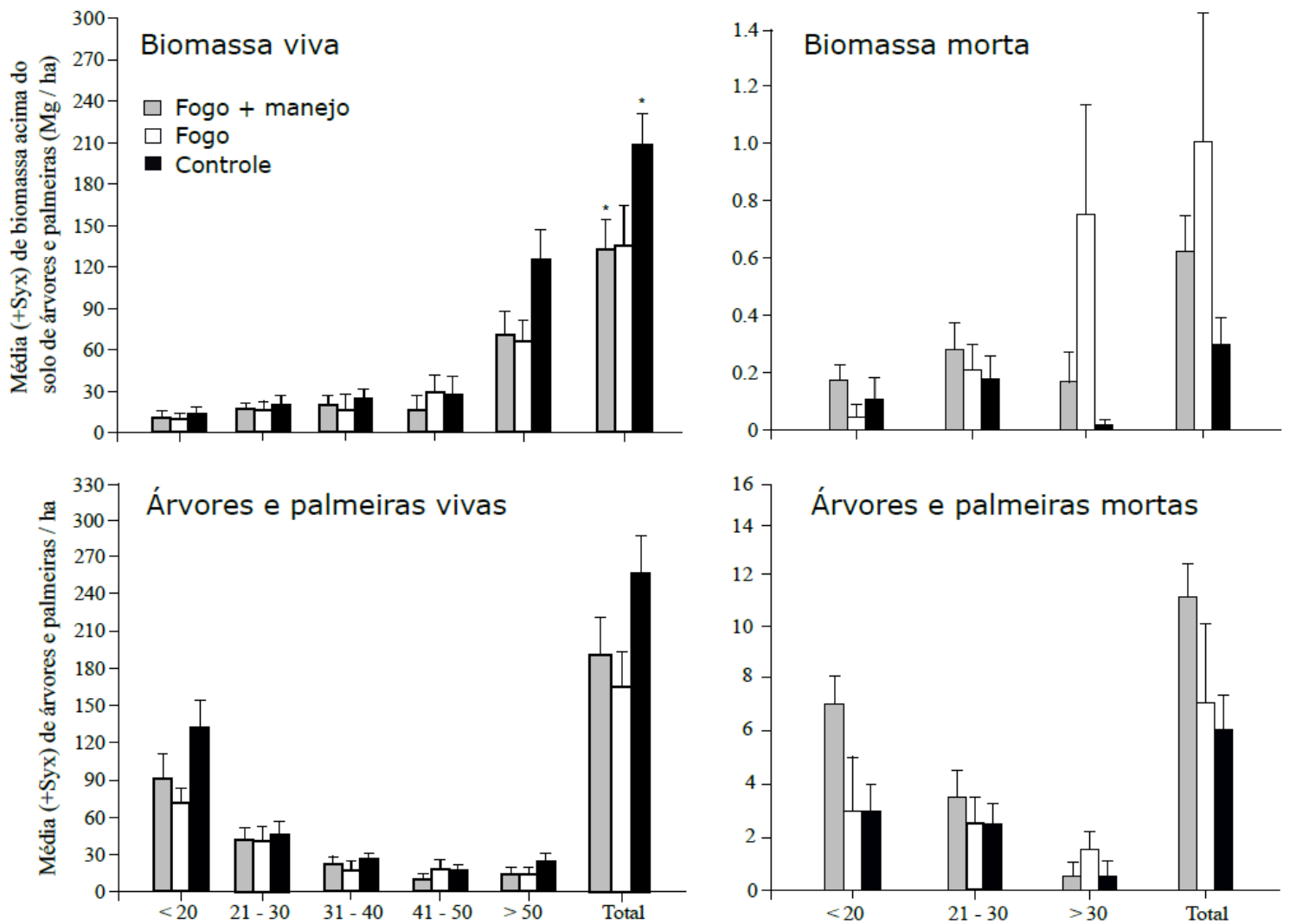


Figura 4: Média (+Syx) do número e biomassa acima do solo de árvores e palmeiras vivas por hectare para as classes de diâmetro entre os diferentes tratamentos. A diferença significativa entre os tratamentos está representada por * ($p < 0,05$).

Apesar da ausência de diferença significativa para biomassa e número de árvores e palmeiras mortas entre os tratamentos (teste Kruskal-Wallis por ausência de premissas da ANOVA), o tratamento de impacto intermediários revelou uma biomassa morta média mais de 3 vezes superior ao tratamento controle, que por sua vez, apresentou um número médio de indivíduos mortos quase 2 vezes menor que o tratamento de maior impacto (Tabela 9).

Tabela 9: Número de indivíduos e biomassa média (\pm desvio padrão) acima do solo de árvores e palmeiras mortas em pé, nos diferentes tratamentos.

	Classe diamétrica (cm)	Controle	Fogo	Fogo + Manejo	Kruskal - Wallis (p)
Número médio de indivíduos por hectare	≤ 20	$3 \pm 2,8$	$3 \pm 5,5$	$7 \pm 4,1$	0,066
	21 – 30	$2,5 \pm 2,0$	$2,5 \pm 2,9$	$3,5 \pm 3,9$	0,87
	> 30	$0,5 \pm 1,4$	$1,5 \pm 2,0$	$0,5 \pm 1,4$	0,37
	Total	$6 \pm 3,7$	$7 \pm 9,2$	$11 \pm 4,6$	0,09
Biomassa seca acima do solo (Mg ha^{-1})	≤ 20	$0,10 \pm 0,18$	$0,044 \pm 0,098$	$0,17 \pm 0,11$	0,052
	21 – 30	$0,17 \pm 0,23$	$0,21 \pm 0,23$	$0,27 \pm 0,35$	0,91
	> 30	$0,016 \pm 0,045$	$0,74 \pm 1,41$	$0,16 \pm 0,46$	0,29
	Total	$0,29 \pm 0,30$	$1,0 \pm 1,61$	$0,62 \pm 0,52$	0,43

4.1.1.1.1 Árvores e palmeiras vivas com fator de correção de densidade

Os valores da biomassa de árvores vivas apresentaram diferença significativa ($p = 0,012$) entre os tratamentos controle e fogo, quando submetidos a um fator de correção de densidade da madeira. Essa diferença foi detectada a partir do teste de Tukey ($p < 0,05$) seguido da aplicação de uma ANOVA. No caso da biomassa das palmas vivas, a ausência de normalidade nos dados, mesmo após a transformação logarítmica, foi demonstrada pelo teste de Shapiro-Wilk ($W = 0,83$, $p = 0,1 \times 10^{-3}$). Isso fez com que a aplicação do teste de Kruskal-Wallis fosse necessária. Nenhuma diferença significativa foi observada para a biomassa de palmeiras vivas entre os tratamentos (Tabela X).

Tabela 6.1: Biomassa seca acima do solo de árvores e palmeiras vivas com fator de correção de densidade da madeira.

	Parâmetro	Controle	Fogo	Fogo + Manejo	<i>p</i>
Árvores	Mean (Mg ha ⁻¹)	215.0 ^a	105.4 ^b	122.3 ^b	ANOVA
	CV (%)	40.9	39.5	63.1	0.012*
	CI	141.4 – 288.7	70.7 – 140.3	57.7 - 186.8	
Palmeiras	Mean (Mg ha ⁻¹)	4.3	14.2	0.5	Kruskal-Wallis
	CV (%)	84.3	253.5	116.3	0.197
	CI	1.2 – 7.3	0 – 44.2	0.01 - 1.1	
Árvores + Palmeiras	Mean (Mg ha ⁻¹)	219.3 ^a	119.7 ^b	122.8 ^b	ANOVA
	CV (%)	41.3	36.7	63.1	0.019*
	CI	143.6 – 295.0	86.0 – 156,3	58.1 – 187.6	

CV = Coeficiente de variação; IC = Intervalo de confiança; Diferença significativa entre tratamentos está indicada por *a* e *b*; * = $p < 0.05$.

Considerando o grupo formado por árvores vivas e palmeiras, mais da metade da biomassa acima do solo (53,7%) era composta por indivíduos grandes (DAP > 50 cm). Diferenças significativas foram observadas para a biomassa acima do solo do total de árvores vivas e palmas ($p = 0,019$) e para os indivíduos grandes ($p = 0,049$). Utilizando o teste de Tukey ($p < 0,05$) seguido de ANOVA, as diferenças foram detectadas entre os tratamentos controle e impacto (fogo e fogo + exploração) (Figura 5).

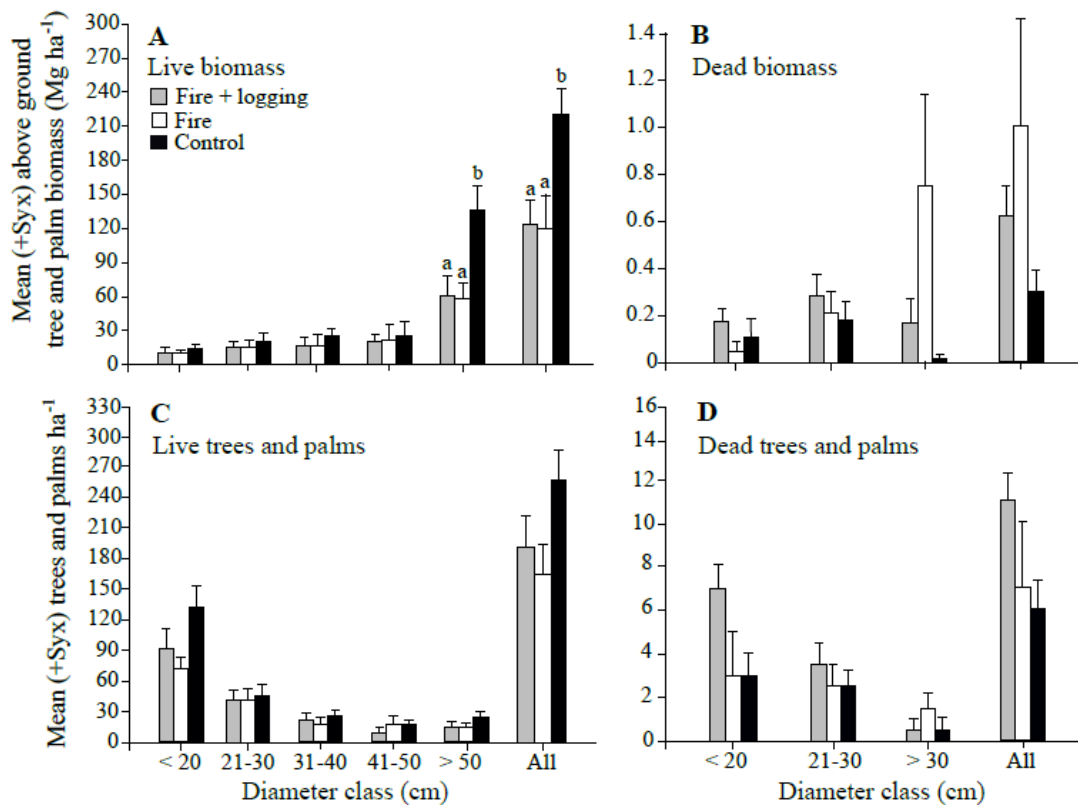


Figura 4.1: Média (+ Syx) de biomassa acima do solo (A & B) e número (C & D) de árvores e palmeiras vivas por hectare por classe diamétrica nos diferentes tratamentos. Diferença significativa entre tratamentos está indicada por *a* e *b* ($p < 0.05$).

Ao considerar a biomassa do grupo formado por árvores e palmas vivas, observou-se proximidade entre os valores obtidos nos dois tratamentos impactados por distúrbios. A baixa biomassa acima do solo nesses tratamentos pode ser atribuída a uma pequena concentração de indivíduos na classe de maior diâmetro (Tabela 7).

Tabela 8.1: Média (\pm desvio padrão) de biomassa acima do solo (Mg ha^{-1}) de árvores e palmeiras vivas.

Classe de diâmetro (cm)	Controle	Fogo	Fogo + Manejo	ANOVA <i>p</i>
≤ 20	13.35 ± 6.1	9.36 ± 3.32	9.97 ± 7.51	0.23**
21 – 30	20.05 ± 8.46	14.95 ± 3.58	15.3 ± 6.74	0.20*
31 – 40	25.13 ± 7.36	15.41 ± 9.76	16.45 ± 11.19	0.09*
41 – 50	25.36 ± 12.05	21.92 ± 18.09	20.68 ± 20.79	0.86*
> 50	$135.43^a \pm 85.85$	$58.04^b \pm 38.53$	$60.40^b \pm 57.48$	0.049**
Total	$219.3^a \pm 90.54$	$119.7^b \pm 44.86$	$122.8^b \pm 72.29$	0.019*

* ANOVA/Tukey; ** Kruskal-Wallis/Mann-Whitney *U*-test; Diferença significativa entre tratamentos está indicada por *a* e *b*.

4.1.1.2 Análise de diversidade e estrutura da comunidade

Para avaliar a diversidade e o padrão estrutural de distribuição de espécies, cada tratamento estudado foi considerado como uma diferente comunidade local. O índice alfa de Fisher foi utilizado como medida de diversidade, baseado na distribuição das abundâncias relativas de espécies em cada tratamento. Analisamos também o número total de espécies com maior uso comercial no Estado do Acre e ameaçadas de extinção (de Araújo, 2014) encontradas em cada tratamento.

O tratamento controle apresentou o maior número total de espécies e o maior valor para o índice alfa de Fisher, enquanto o menor valor do índice foi encontrado para o tratamento de maior impacto. (Tabela 10).

Tabela 10: Diversidade e número de espécies entre as comunidades locais para área total amostrada em cada tratamento (2 ha).

	Controle	Fogo	Fogo + Manejo
Espécies totais (riqueza)	106	85	87
Espécies comerciais	9	5	7
Espécies ameaçadas	3	1	2
Gêneros	92	76	80
Famílias	45	41	41
Equabilidade (J)	0,0902	0,0919	0,0906
α - Fisher	40,59	37,07	35,23

O padrão estrutural da comunidade foi analisado primeiramente a partir de um ranking de abundâncias, onde o padrão observado em todos os tratamentos é de um número reduzido de espécies hiper-dominantes (Anexo 7). Foi possível observar que três das vinte espécies mais abundantes por tratamento se repetem, sendo elas:

Spondias mombin L., *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn. e *Euterpe precatoria* Mart. (Tabela

11).

Tabela 11: Vinte espécies mais abundantes por tratamento em ordem decrescente de abundância; * Espécies que se repetem entre os três tratamentos.

Controle	Fogo	Fogo + Manejo
<i>Guatteria tomentosa</i> Rusby	<i>Cecropia concolor</i> Willd.	<i>Pseudolmedia macrophylla</i> Trécul
<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	<i>Guatteria tomentosa</i> Rusby
<i>Spondias mombin</i> L. *	<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	<i>Jatropha gossypifolia</i> L.
<i>Erythrina amazonica</i> Krukoff	<i>Attalea phalerata</i> Mart. ex Spreng.	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn. *
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn. *	<i>Sapium marmieri</i> Huber	<i>Cecropia concolor</i> Willd.
<i>Pseudolmedia macrophylla</i> Trécul	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn. *	<i>Drypetes variabilis</i> Uittien
<i>Tetragastris altissima</i> (Aubl.) Swart	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	<i>Theobroma cacao</i> L.
<i>Vitex trifolia</i> L.	<i>Heliocarpus americanus</i> L.	<i>Brosimum acutifolium</i> subsp. <i>obovatum</i> (Ducke) C.C.Berg
<i>Castilla ulei</i> Warb.	<i>Spondias mombin</i> L. *	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna.	<i>Otoba parvifolia</i> (Markgr.) A.H.Gentry	<i>Licania arborea</i> Seem.
<i>Euterpe precatoria</i> Mart. *	<i>Chrysophyllum prieurii</i> A.DC.	<i>Pouteria</i> sp.
<i>Aspidosperma rigidum</i> Rusby	<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	<i>Coccoloba mollis</i> Casar.
<i>Aspidosperma vargasii</i> A. DC.	<i>Pouteria</i> sp.	<i>Eschweilera pedicellata</i> (Rich.) S.A.Mori
<i>Chrysophyllum prieurii</i> A.DC.	<i>Tapura juruana</i> (Ule) Rizzini	<i>Ocotea albopunctulata</i> Mez
<i>Licania arborea</i> Seem.	<i>Diploporis brasiliensis</i> (Tul.) Benth.	<i>Spondias mombin</i> L. *
<i>Theobroma cacao</i> L.	<i>Euterpe precatoria</i> Mart. *	<i>Euterpe precatoria</i> Mart. *
<i>Ampelocera ruizii</i> Klotzsch.	<i>Guatteria tomentosa</i> Rusby	<i>Heliocarpus americanus</i> L.
<i>Attalea phalerata</i> Mart. ex Spreng.	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose	<i>Aspidosperma vargasii</i> A. DC.
<i>Hymenolobium nitidum</i> Benth.	<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	<i>Byrsonima spicata</i> (Cav.) Rich. ex Kunth
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	<i>Ampelocera ruizii</i> Klotzsch.	<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.

Os padrões de distribuição das espécies foram observados ao longo de um gradiente, definido pelo método de ordenação direta e a partir da hipótese de que a densidade de ocupação do bambu promove a estruturação horizontal da floresta. O gradiente escolhido corresponde a uma medida de abundância de *Guadua* spp. na floresta, representada pelo número de colmos por unidade de área (colmos m⁻²).

As comunidades referentes ao tratamento controle e ao tratamento impactado pelo fogo revelaram uma estruturação horizontal em função da densidade de bambus na floresta (Figura 5).

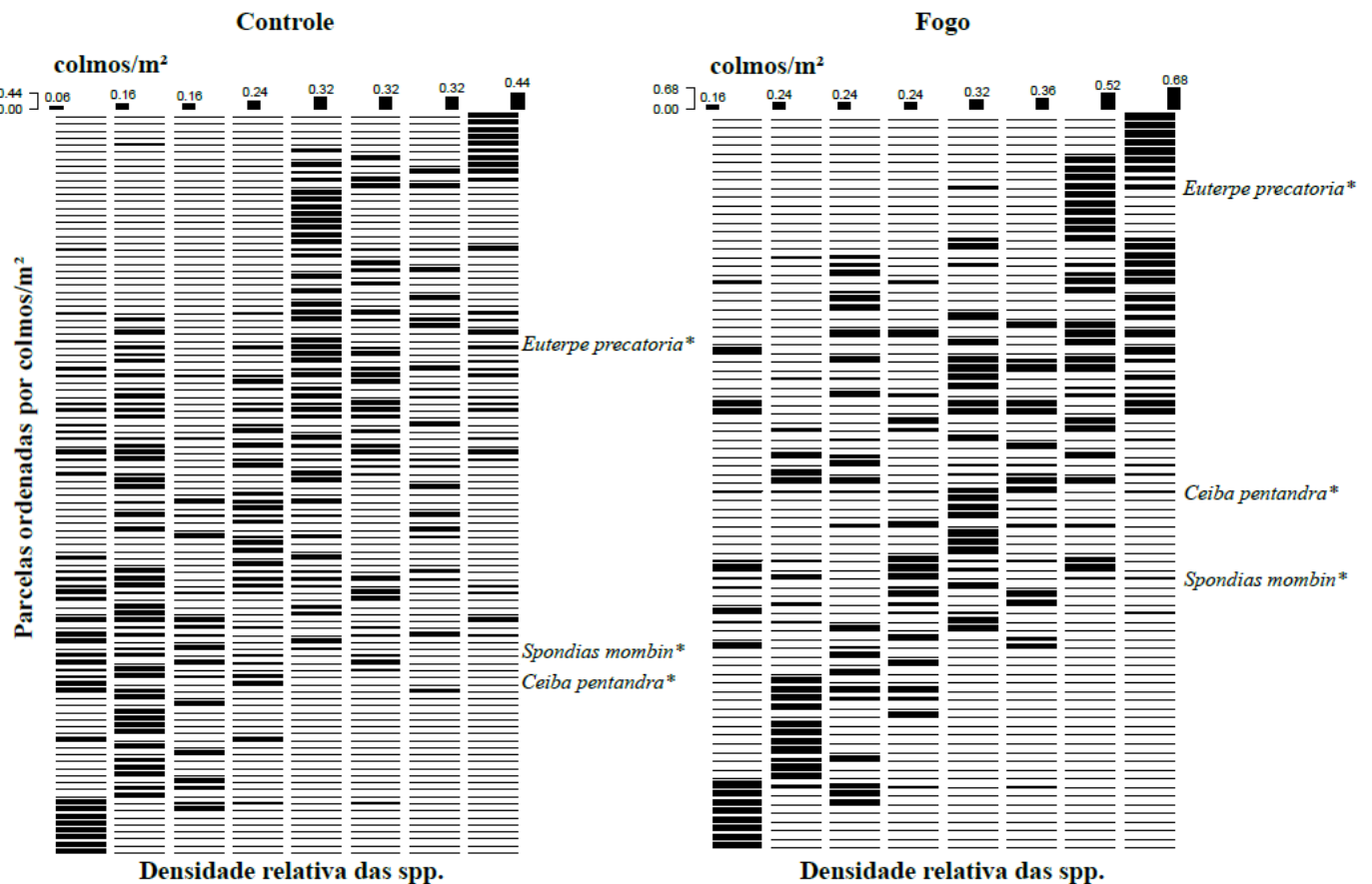


Figura 5: Estruturação horizontal da comunidade a partir de método de ordenação direta, para os tratamentos controle e afetado pelo fogo; * Espécies que se repetem entre as 20 mais abundantes por tratamentos.

O tratamento de maior impacto, entretanto, não revelou uma estruturação horizontal evidente em função da densidade de bambus, sugerindo que em algum momento esse padrão pode ter sido interrompido ou modificado (Anexo 8).

Para a verificação de algum gradiente direcionador da estrutura da comunidade referente ao tratamento de maior impacto, foi implementada a técnica de ordenação indireta através do NMDS em duas dimensões ($stress = 7,8\%$), onde o padrão estrutural intrínseco da comunidade foi observado (Anexo 9).

A partir da análise exploratória de potenciais variáveis estruturadoras da comunidade correspondente ao tratamento de maior impacto, os valores ordenados do primeiro eixo da NMDS foram relacionados com dois grupos de variáveis. O primeiro grupo de variáveis analisadas corresponde aos dados de campo relacionados à abundância de bambus, coletados ao longo do inventário florestal em campo (Anexo 10).

O segundo grupo de variáveis corresponde a métricas obtidas através dos produtos gerados no pós-processamento das imagens obtidas com RPA (ortoimagem, nuvem de pontos e superfície digital de elevação). Esses produtos possibilitaram a obtenção de importantes variáveis ligadas a métricas de ocupação dos bambus, que foram avaliadas como possíveis gradientes direcionadores do padrão de distribuição das espécies na comunidade (Anexo 11).

A área do dossel ocupada por bambus ($m^2 ha^{-1}$) revelou a maior relação com os eixos ordenados da NMDS a partir do teste MANOVA ($p = 0,20$), sendo indicada como o gradiente direcionador mais eficiente na distribuição das espécies para essa comunidade. A hipótese levantada nesse caso é de que após excessivos distúrbios e retirada de árvores grandes da floresta, os colmos de bambu perdem a verticalidade, passando a ocupar uma área maior do dossel e restringindo a incidência de luz no sub-bosque da floresta (Figura 6).

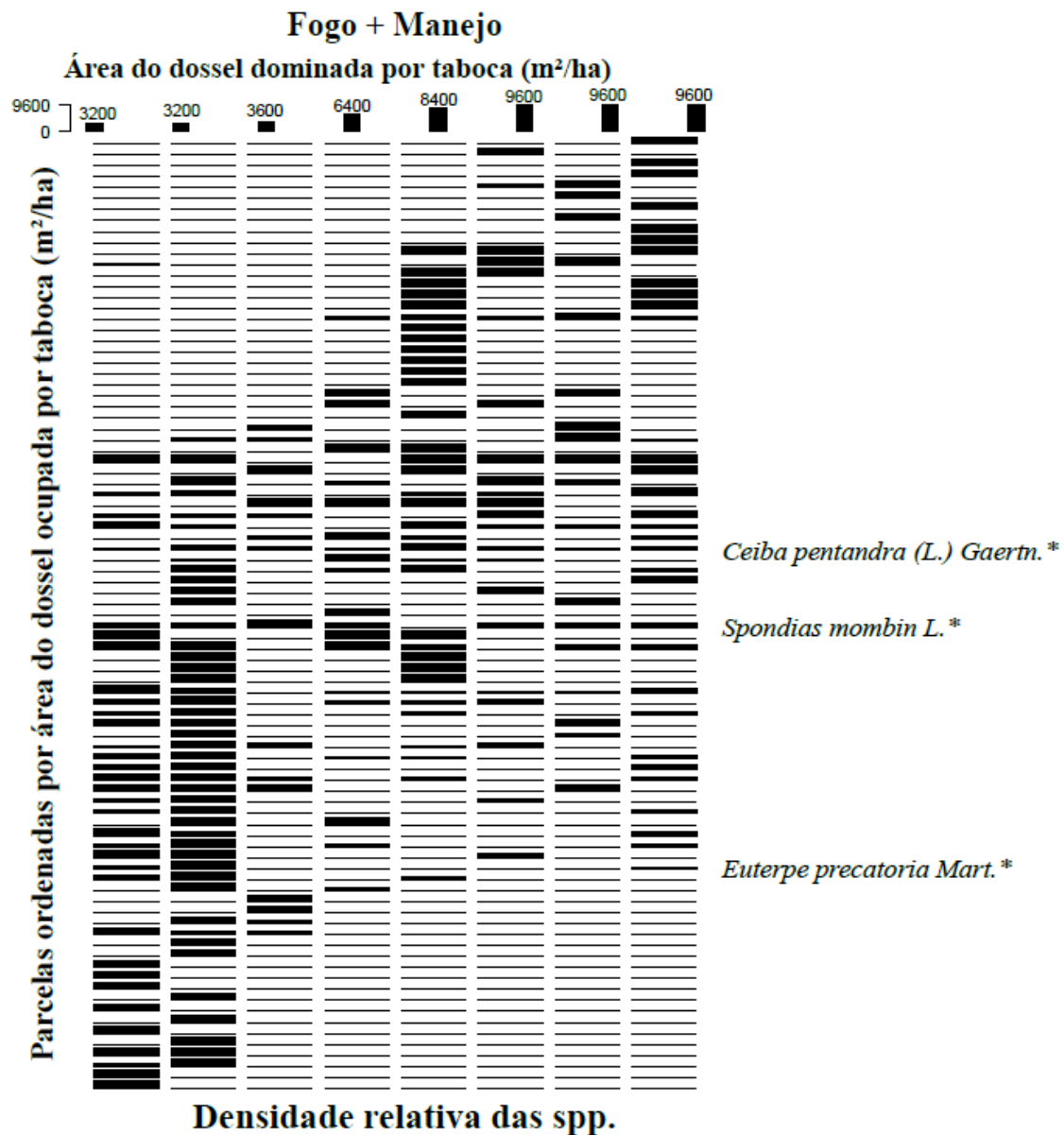


Figura 6: Estruturação horizontal da comunidade a partir de método de ordenação indireta, para o tratamento de maior impacto; * Espécies que se repetem entre as 20 mais abundantes por tratamentos.

Como consequência de um efeito indireto da ocupação dos bambus, a luz incidente no sub-bosque passa a ser mais importante no direcionamento da distribuição de espécies do que simplesmente a densidade de colmos por unidade de área.

4.1.2 Necromassa

4.1.2.1 Classes de decomposição

Para a determinação da necromassa da floresta, foram amostradas as diferentes densidades da madeira em função dos estágios de decomposição. Os valores de densidade relacionados ao grau de decomposição foram aplicados no cálculo da biomassa de árvores mortas em pé.

As amostras de madeira coletadas para cada classe de decomposição foram obtidas por linhas de interceptação, em função da disponibilidade dos resíduos lenhosos na floresta (Tabela 12).

Tabela 12: Valores de densidade relacionados aos estágios de decomposição da madeira.

Classe de decomposição	Número de amostras	Média (g/cm ³)	Intervalo de confiança (g/cm ³)	CV (%)	Erro padrão da média (g/cm ³)	Erro percentual (%)
C1	10	0,641	0,527 – 0,756	24,97	0,050	17,94
C2	16	0,556	0,453 – 0,658	34,51	0,047	18,34
C3	13	0,498	0,393 – 0,602	34,62	0,047	20,88

Apesar do menor número de coletas para a classe C1 de decomposição, as classes C2 e C3 apresentaram uma maior variância (figura 7), o que implicou em um maior valor de erro percentual na estimativa de densidade referente a essas classes.

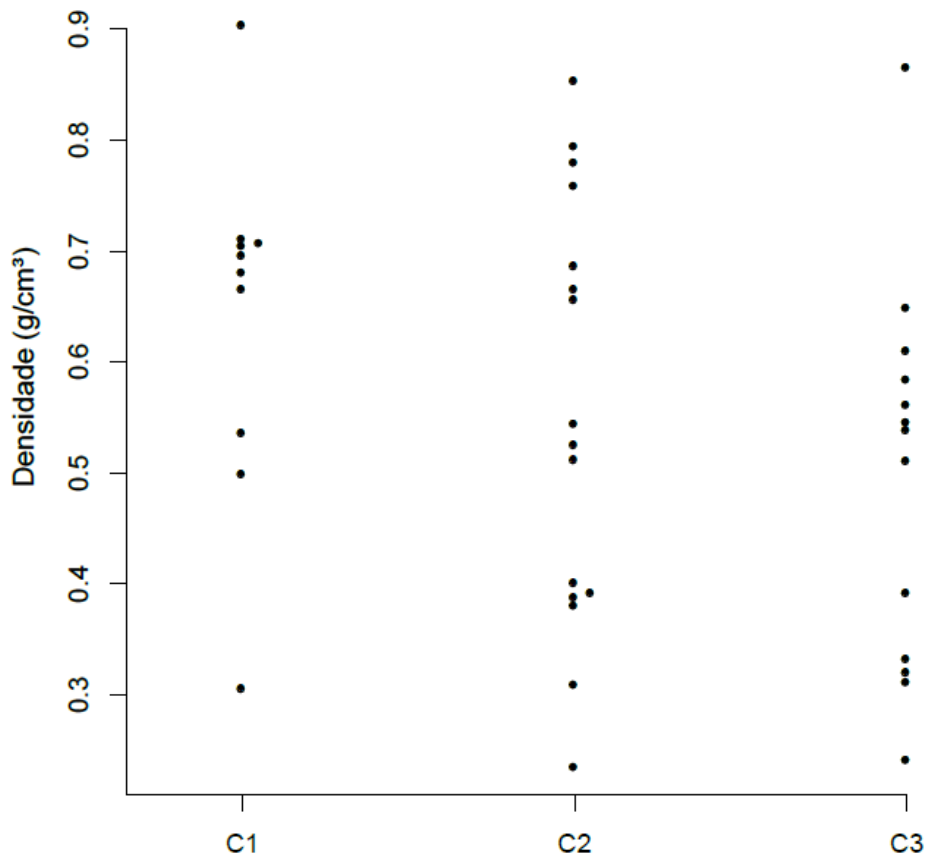


Figura 7: Valores de densidade aparente em função do estado de decomposição das unidades amostrais.

Uma possível fonte do viés que implica na maior variância observada para essas duas classes pode estar relacionada ao maior grau de dificuldade de classificação das amostras coletadas em campo entre os estágios mais avançados de decomposição.

4.1.2.2 Árvores mortas em pé

A partir da estimativa dos valores de densidade para as diferentes classes de decomposição, foi possível determinar a biomassa de árvores mortas em pé. Os indivíduos referentes a essa classe amostral foram caracterizado pela ausência de folhas nas copas e aparente fenecimento do cerne.

Os valores de biomassa seca de árvores mortas em pé para os tratamentos não revelaram diferença significativa para o teste Kruskal-Wallis (Tabela 13).

Tabela 13: Valores de biomassa seca acima do solo de árvores mortas em pé por hectare.

Tratamento	Média (Mg ha ⁻¹)	CV (%)	Intervalo de confiança (Mg/ha)	Erro percentual (%)	Kruskal – Wallis <i>p</i> (95%)
Controle	0,179	157,95	0 – 0,415	132,04	
Fogo	0,908	181,63	0 – 2,289	151,85	0,251
Fogo + Manejo	0,503	106,43	0,055 – 0,950	88,98	

O teste de hipóteses Kruskal-Wallis foi aplicado em função da ausência de normalidade dos dados (Anexo 12), provavelmente por efeito de excessivas unidades amostrais que apresentaram valores nulos (Figura 8).

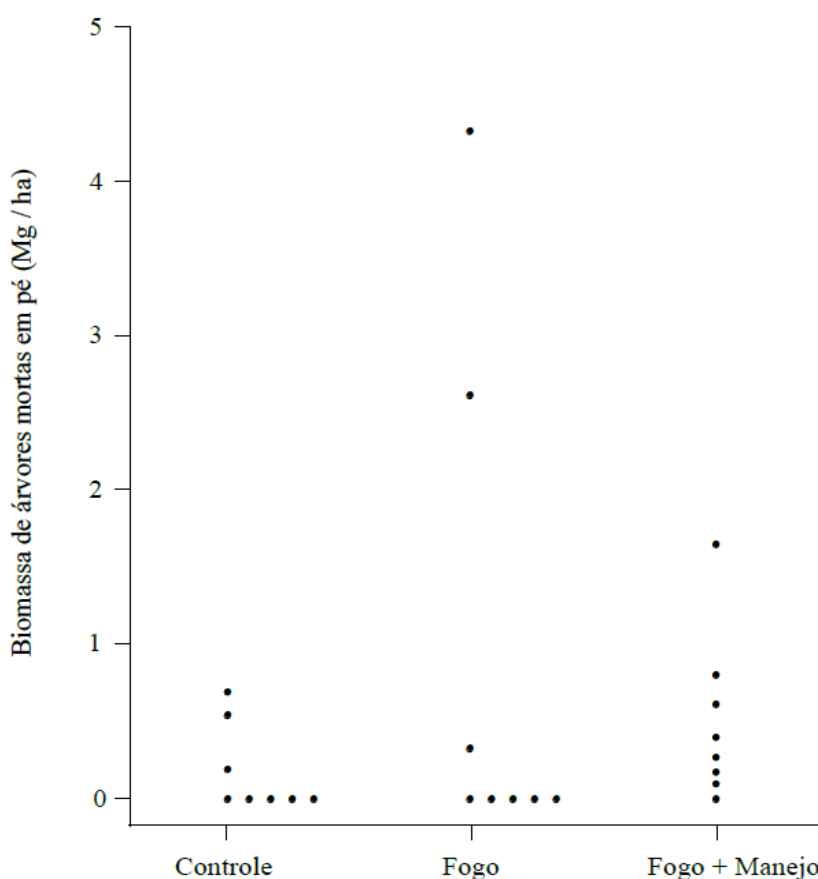


Figura 8: Valores de biomassa seca acima do solo por hectare de árvores mortas em pé para as unidades amostrais em cada tratamento.

Os maiores números de unidades amostrais com ausência de árvores mortas em pé foram observados no tratamento controle e no tratamento afetado pelo fogo, onde apenas três parcelas apresentaram indivíduos nessa condição.

4.1.2.3 Árvores sem copa e palmeiras mortas

Assim como os dados referentes à biomassa de árvores mortas em pé, a biomassa de árvores sem copa e palmeiras mortas também não apresentou normalidade dos dados de acordo com o teste de Shapiro-Wilk ($p = 0,001$).

Através da aplicação do teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, os valores de biomassa dessa classe amostrada não indicaram diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 14).

Tabela 14: Valores de biomassa seca acima do solo de árvores sem copa e palmeiras mortas por hectare.

Tratamento	Média (Mg ha ⁻¹)	CV (%)	Intervalo de confiança (Mg/ha)	Erro percentual (%)	Kruskal – Wallis p (95%)
Controle	0,122	230,1	0,065 – 0,180	46,7	
Fogo	0,095	1735,2	0 – 0,235	147,3	0,259
Fogo + Manejo	0,129	414,8	0,006 – 0,251	94,7	

Além da grande variância implícita nos dados, a presença de indivíduos nessas condições foi encontrada em menos da metade das unidades amostrais do tratamento afetado pelo fogo, fato que pode ter contribuído para a ausência de normalidade (Figura 9).

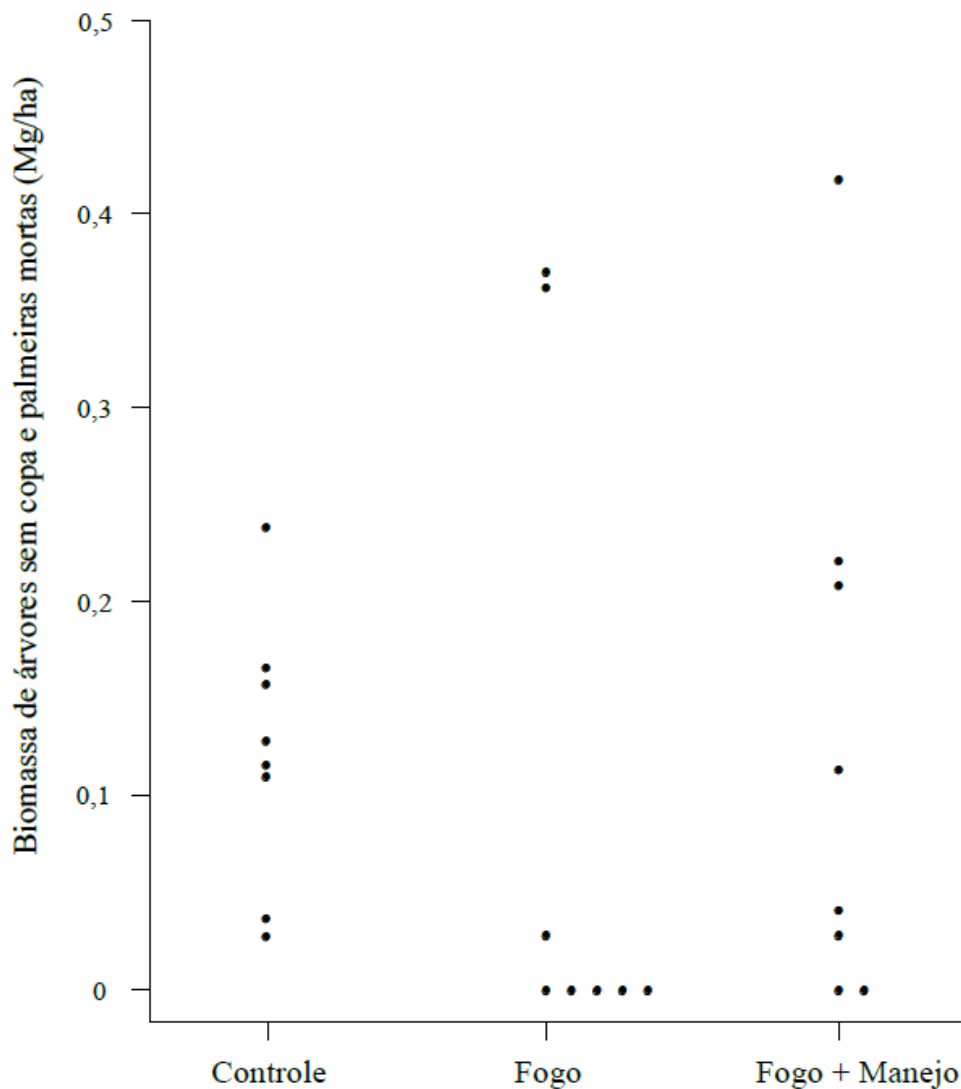


Figura 9: Valores de biomassa seca acima do solo por hectare de árvores sem copa e palmeiras mortas para as unidades amostrais em cada tratamento.

O tratamento de maior impacto apresentou valores de biomassa média de árvores sem copa e palmeiras mortas por hectare próximos aos observados no tratamento controle. O tratamento controle, por sua vez, revelou uma maior homogeneidade na distribuição dessa variável ao longo da floresta.

4.1.2.4 Resíduos lenhosos

O número de resíduos lenhosos amostrados nas diferentes classes de diâmetro e decomposição variou entre os tratamentos estudados. Apesar do tratamento controle apresentar o maior número total de resíduos lenhosos, nenhuma amostra com diâmetro superior a 50 cm foi encontrada nesse tratamento (Figura 10).

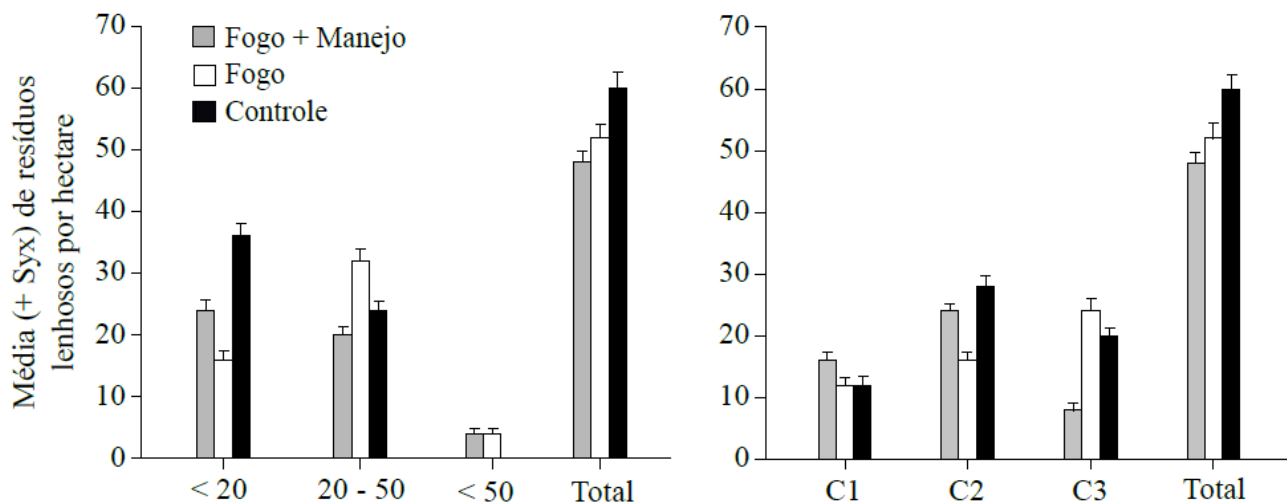


Figura 10: Média (+Syx) de resíduos lenhosos por hectare em função das diferentes classes de diâmetro (esquerda) e dos estágios de decomposição (direita): Inicial (C1), intermediário (C2) e final (C3).

Em relação à biomassa seca de resíduos lenhosos acima do solo, não foi constatada diferença significativa entre os tratamentos através do teste ANOVA. O tratamento afetado pelo fogo apresentou o maior valor médio de biomassa com o maior coeficiente de variação, enquanto o tratamento de maior impacto apresentou o menor valor de biomassa de resíduos lenhosos com o menor coeficiente de variação entre os tratamentos (Tabela 15).

Tabela 15: Valores de biomassa seca de resíduos lenhosos por hectare.

Tratamento	Média (Mg/ha)	CV (%)	Intervalo de confiança (Mg/ha)	Erro percentual (%)	ANOVA <i>p</i> (95%)
Controle	2,06	78,9	0,70 – 3,42	65,9	
Fogo	2,61	99,5	0,43 – 4,78	83,2	0,775
Fogo + Manejo	1,95	73,8	0,74 – 3,16	61,7	

A biomassa de resíduos lenhosos representou em termos médios a maior contribuição (77,2%) para a necromassa da floresta nesse estudo.

4.1.2.5 Necromassa total

A amostragem de necromassa neste estudo contou com a inclusão de três classes de biomassa: Árvores sem copa e palmeiras mortas; Árvores mortas em pé e resíduos

lenhosos. Os valores médios de necromassa foram obtidos para cada tratamento (tabela 16).

Tabela 16: Valores de necromassa seca por hectare.

Tratamento	Média (Mg ha ⁻¹)	CV (%)	Intervalo de confiança (Mg ha ⁻¹)	Erro percentual (%)	ANOVA <i>p</i> (95%)
Controle	2,36	73,3	0,91 – 3,81	61,3	
Fogo	3,61	83,4	1,09 – 6,13	69,7	0,510
Fogo + Manejo	2,58	69,3	1,08 – 4,08	58,0	

O tratamento impactado pelo fogo apresentou uma necromassa superior aos demais tratamentos. Embora essa diferença não tenha sido significativa, o maior valor médio de necromassa para esse tratamento está relacionado principalmente a uma elevada biomassa de árvores mortas em pé e resíduos lenhosos quando comparado aos demais tratamentos (Figura 11).

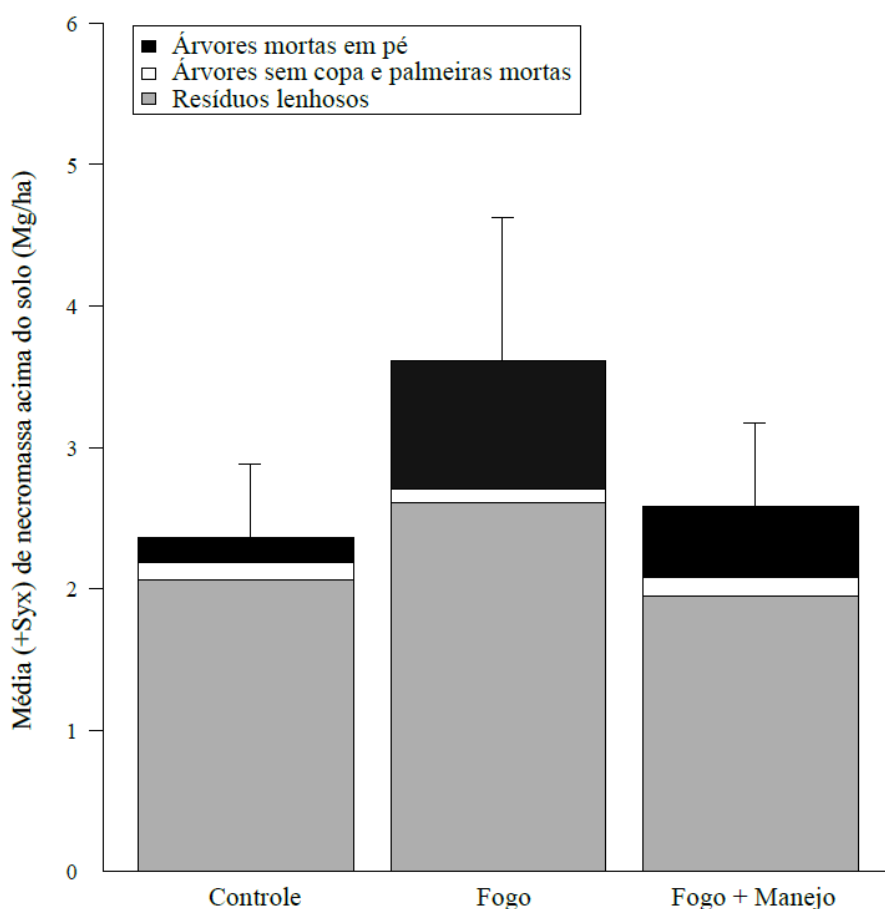


Figura 11: Valores médios (+ Syx) das classes de necromassa acima do solo (Mg ha⁻¹) em função dos tratamentos.

A classe de biomassa composta por árvores sem copa e palmeiras mortas foi a que menos contribuiu para a necromassa total da floresta, representando em média 4% desse valor. A necromassa representou em termos médios 1,4% da biomassa total da floresta nesse estudo.

4.1.3 *Guadua* spp.

Considerando uma variação natural entre o teor de água de folhas, colmos, indivíduos vivos e indivíduos mortos, as pesagens foram realizadas separadamente para as classes amostradas, revelando diferentes proporções dos compartimentos de biomassa seca amostradas entre os tratamentos (Figura 12).

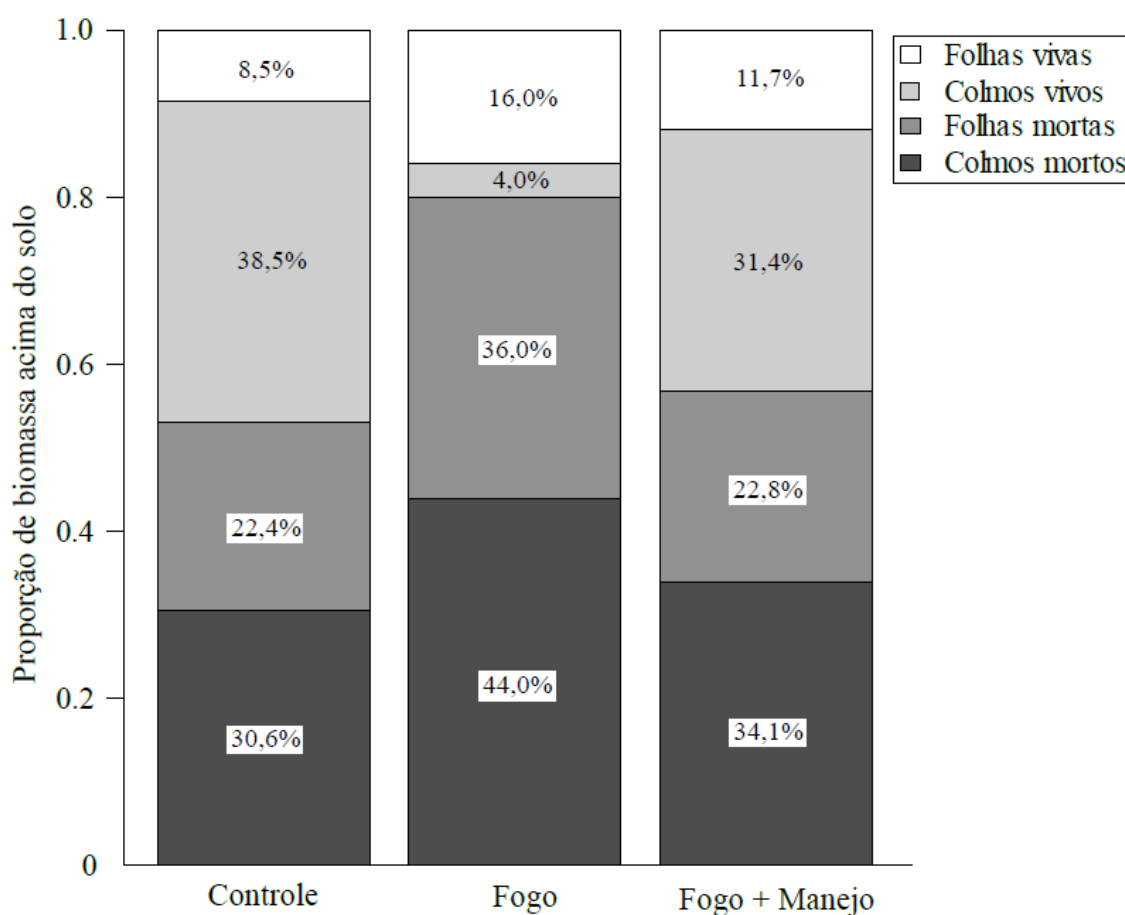


Figura 12: Proporção de biomassa dos diferentes compartimentos de bambu entre tratamentos.

A estimativa dos valores de biomassa seca acima do solo foi possível a partir da determinação do teor de água em cada compartimento de bambu amostrado. Cada

amostra de colmo foi composta por três partes (base meio e topo) visando a minimização do erro associado às variações de densidade ao longo dos segmentos amostrados (Anexo 13).

4.1.3.1 Teor de água de *Guadua spp.*

O teor médio de água foi determinado para cada classe a partir de amostras de folhas e colmos de bambus vivos e mortos coletadas em campo (Tabela 17).

Tabela 17: Teor de água percentual para as diferentes classe amostradas de *Guadua spp.*

Classe	Condição	Número de amostras	Média (%)	CV (%)	Intervalo de confiança (%)	Erro percentual (%)
Folhas	Vivas	24	43,68	13,47	41,16 – 46,13	2,48
	Mortas	24	14,93	75,16	10,19 – 19,67	31,74
Colmos	Vivos	240	41,40	14,57	40,63 – 42,17	1,85
	Mortos	240	5,54	108,83	4,77 – 6,32	13,95

O teor de água encontrado em folhas vivas é quase três vezes maior que o teor de água das folhas mortas, enquanto os colmos vivos revelaram possuir quase oito vezes mais água que os colmos mortos.

4.1.3.2 Biomassa de *Guadua spp.*

A partir da pesagem direta realizada em campo nas sub-parcelas amostradas, estimamos a biomassa média acima do solo por hectare de *Guadua spp.* para cada tratamento (Tabela 18).

Tabela 18: Biomassa seca acima do solo de *Guadua* spp. por hectare.

Tratamento	Média (Mg ha ⁻¹)	CV (%)	Intervalo de confiança (Mg ha ⁻¹)	Erro percentual (%)	ANOVA <i>p</i> (95%)
Controle	38,26	44,20	24,12 – 52,40	36,95	
Fogo	48,66	33,19	35,16 – 62,17	27,75	0,534
Fogo + Manejo	41,91	52,71	23,44 – 60,38	44,06	

Apesar da ausência de diferença significativa na biomassa de *Guadua* spp. entre os tratamentos, observamos um aumento considerável (27%) na biomassa média do tratamento atingido pelo fogo em relação ao controle. A biomassa de bambus mortos foi superior à biomassa de bambus vivos para todos os tratamentos (Figura 13).

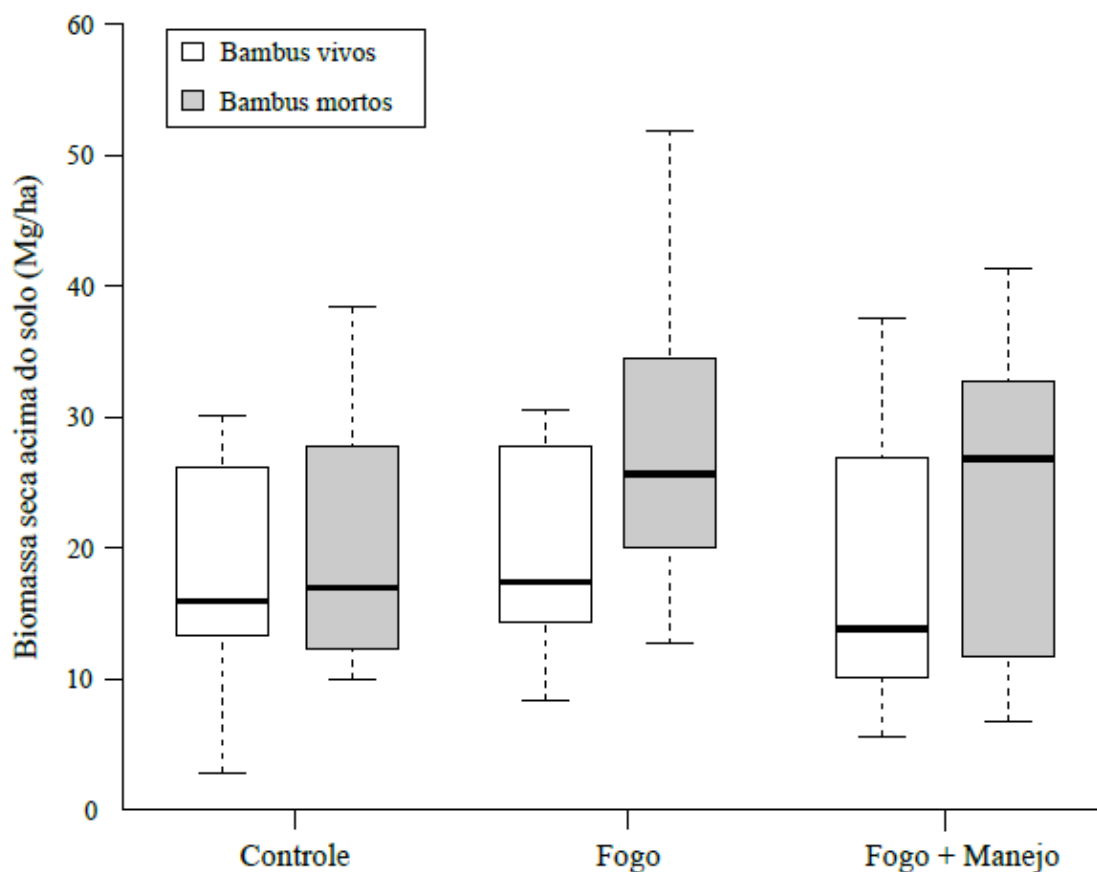


Figura 13: Biomassa seca acima do solo de bambus vivos e mortos por hectare.

Uma possível explicação para a elevada biomassa morta encontrada nesse estudo pode estar atrelada ao final do ciclo de vida das populações de bambu amostradas. Essa condição foi caracterizada em campo pela presença de frutos abundantes (Anexo 14),

fato que frequentemente antecede o evento de morte massiva das populações (de Carvalho *et al.*, 2013).

Ao considerar a biomassa de *Guadua* spp. como variável preditora da biomassa da floresta, não foi possível encontrar uma relação em nenhum dos tratamentos estudados (Anexo 15). A ausência de relação expressiva entre essas variáveis evidencia que a variação da biomassa da floresta não pode ser explicada simplesmente pela variação da biomassa do bambu, sugerindo que em termos estruturais, o efeito do bambu sobre a floresta pode acontecer de forma indireta.

4.1.3.1 Densidade de *Guadua* spp.

A intensidade de ocorrência do bambu na floresta foi expressa nesse estudo através da densidade, variável ligada a uma medida de abundância de *Guadua* spp. nos ambientes estudados (Tabela 19).

Tabela 19: Densidade de *Guadua* spp. para os diferentes tratamentos.

Tratamento	Colmos m ⁻²	Colmos ha ⁻¹	CV (%)	Erro percentual (%)	ANOVA <i>p</i> (95%)
Controle	0,25	2500	45,87	38,35	0,478
Fogo	0,34	3400	50,32	42,07	
Fogo + Manejo	0,27	2700	63,22	52,85	
Total	0,29	2900	53,22	22,47	-

Em termos gerais, a densidade de *Guadua* spp. representada pela densidade (colmos m⁻²) apresentou relação com a sua biomassa ao longo da floresta, observada por meio de uma regressão não linear (Figura 14).

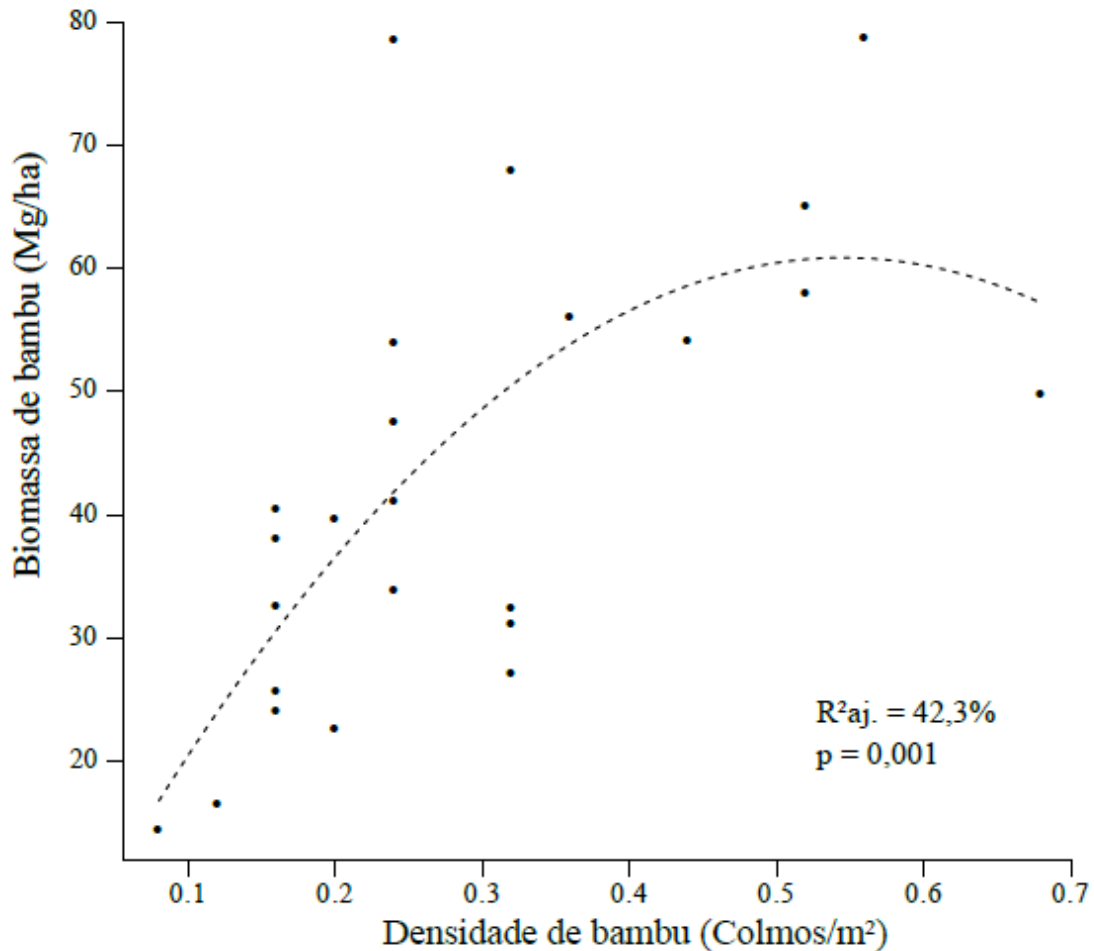


Figura 14: Regressão não linear entre biomassa e densidade de bambus para todas as unidades amostrais do estudo.

A relação entre a biomassa de bambus e o número de indivíduos presentes nas sub-parcelas seria intuitiva se todos os *ramets* encontrados nas unidades amostrais fossem inteiramente amostrado. Entretanto, o método amostral empregado se mostrou eficiente ao utilizar as extremidades laterais das sub-parcelas como limites de corte dos colmos na amostragem de biomassa.

Quando as variáveis ligadas à abundância de bambus foram tomadas como preditoras da variação de biomassa da floresta, não foi possível observar alguma relação explícita. Dessa forma, os dados coletados nesse estudo sugerem que quando consideradas isoladamente, as medidas de abundância de bambus não são boas variáveis preditoras da biomassa da floresta (Figura 15).

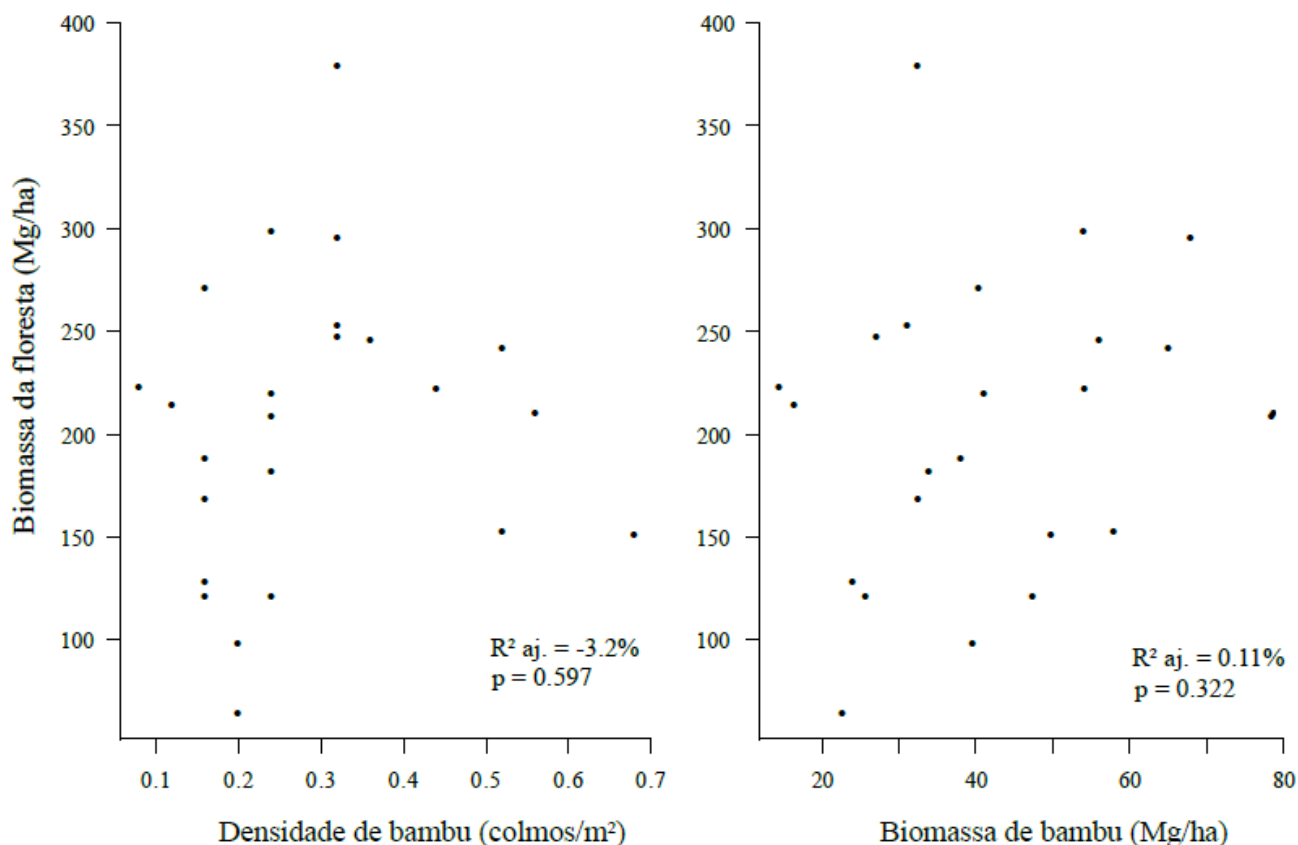


Figura 15: Regressão linear entre biomassa da floresta e densidade de bambus (esquerda) e biomassa de bambus (direita) para todas as unidades amostrais do estudo.

Quanto ao efeito da biomassa do bambu sobre a necromassa da floresta, não foi possível detectar uma relação clara entre essas variáveis. A densidade de bambu não pôde ser considerada uma eficiente variável preditora da necromassa da floresta, a partir dos dados desse estudo (Anexo 16). Entretanto, os dados observados sugerem que possivelmente um maior número de unidades amostrais elevaria a relação da necromassa florestal com a biomassa de bambu a um nível mais robusto.

4.1.4 Biomassa da floresta

A biomassa seca acima do solo da floresta foi obtida a partir da integração dos valores obtidos para todas as classes de biomassa amostradas nesse estudo (Tabela 20).

Tabela 20: Biomassa acima do solo da floresta por hectare.

Tratamento	Média (Mg ha ⁻¹)	CV (%)	Intervalo de confiança (Mg ha ⁻¹)	Erro percentual (%)	ANOVA <i>p</i> (95%)
Controle	249,06	28,98	188,71 – 309,40	24,23	
Fogo	187,10	24,25	149,16 – 225,04	20,27	0,090
Fogo + Manejo	177,15	44,52	111,21 – 243,09	37,22	

As classes que mais contribuíram para o valor total de biomassa encontrado na floresta foram as árvores e palmeiras vivas, chegando a compor juntas 83,7% da biomassa total no tratamento controle. Considerando todos os tratamentos, a biomassa de árvores e palmeiras vivas representou 77,71% da biomassa seca total da floresta acima do solo (Figura 16).

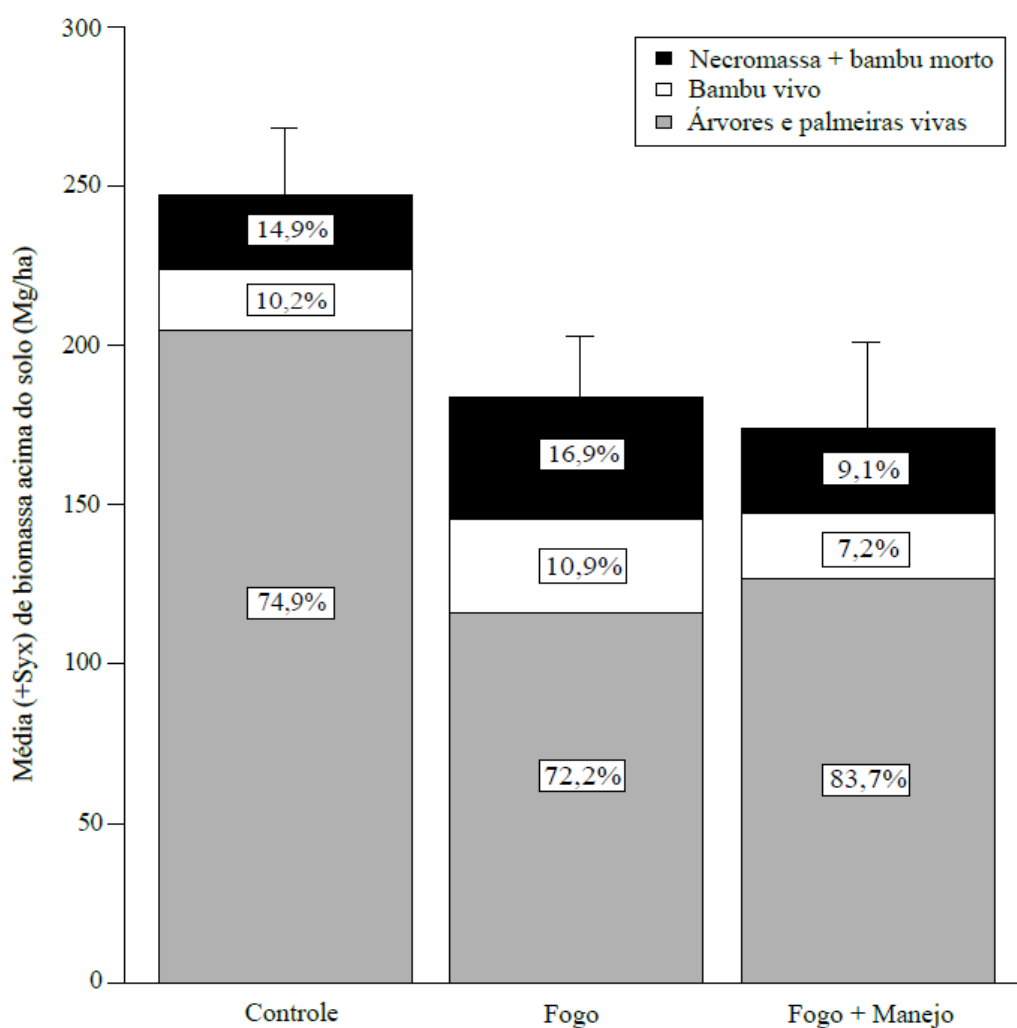


Figura 16: Composição da biomassa total da floresta para os tratamentos estudados.

Em termos de disponibilidade de material combustível, a maior quantidade de biomassa morta foi encontrada no tratamento afetado pelo fogo, representando aproximadamente 17% da biomassa total desse tratamento.

4.1.4.1 Biomassa da floresta com fator de correção de densidade da madeira

Quando a biomassa da floresta foi estimada após a aplicação de um fator de correção para a densidade da madeira de árvores e palmeiras, observamos diferença significativa na biomassa acima do solo da floresta, entre o tratamento controle e os tratamentos impactados por distúrbios (Tabela X).

Table 20.1: Biomassa acima do solo da floresta (viva + morta) por hectare com aplicação do fator de correção para densidade.

Treatment	Average (Mg ha ⁻¹)	CV (%)	CI (Mg ha ⁻¹)	Error (%)	<i>p</i> (ANOVA)
Control	259.97 ^a	36.6	180.3 – 339.6	24.2	
Fire	171.96 ^b	24.2	137.0 – 206.9	20.3	0.045*
Fire + logging	167.34 ^b	51.1	95.8 – 238.8	37.2	

CV = Coefficient of variation; CI = Confidence interval; Significant difference between treatments is indicated by *a* and *b*; * = $p < 0.05$.

As classes que mais contribuíram para a quantidade total de biomassa (viva + morta) encontrada na floresta foram as árvores vivas e palmeiras, representando 83,5% da biomassa total no tratamento controle. Considerando todos os tratamentos, árvores vivas e palmeiras representaram 77,1% da biomassa seca total da floresta. Em termos de disponibilidade de material combustível, a maior quantidade de biomassa morta foi encontrada no tratamento afetado pelo fogo, representando aproximadamente 19% da biomassa total neste tratamento (Figura Y).

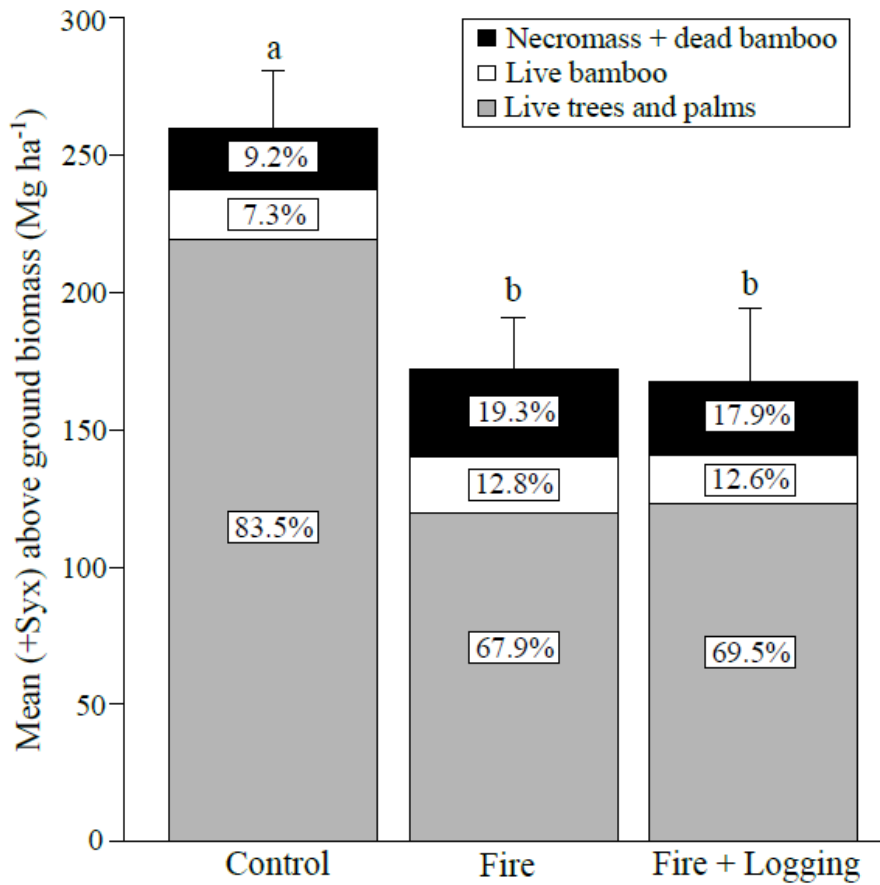


Figura 17.1: Composição da biomassa total da floresta para os tratamentos estudados com aplicação do fator de correção para densidade.

4.2 Imagens aéreas

A partir da nuvem de pontos resultante do processamento integrado das imagens aéreas, foi possível testar diferentes métodos de classificação das imagens e obter um acervo de variáveis a serem exploradas no desenvolvimento de modelos de regressão múltipla (Tabela 21).

Tabela 21: Valores médios por hectare (\pm desvio padrão) de variáveis obtidas através da nuvem de pontos.
* Valores referentes à altitude em relação ao nível do mar.** Diferença significativa ($p < 0,05$).

Variável	Controle	Fogo	Fogo + Manejo	ANOVA (p)
Altura mínima da nuvem de pontos (m)*	183,18 \pm 7,64	183,75 \pm 4,75	185,42 \pm 6,45	0,77
Altura máxima da nuvem de pontos (m)*	214,0 \pm 8,55	202,03 \pm 11,41	201,91 \pm 12,81	0,06
Altura média da nuvem de pontos (m)*	197,44 \pm 10,73	192,55 \pm 8,89	193,44 \pm 7,67	0,53
Desvio padrão da nuvem de pontos (m)	7,55** \pm 3,03	4,54 \pm 2,92	3,75** \pm 2,89	0,04**
Altura média do dossel de taboca (m)*	190,8 \pm 7,96	191,84 \pm 4,63	197,7 \pm 8,95	0,73
Volume abaixo do dossel de taboca (m ³)	14.850 \pm 13.165	26.500 \pm 13.00	27.250 \pm 22.92	0,28
Volume total da nuvem de pontos (m ³)	143.700** \pm 50.163	81.55** \pm 32.99	86.250 \pm 58.03	0,03**
Árvores e palmeiras dominantes	125** \pm 36,64	92,5 \pm 50,07	61** \pm 20,59	0,002**

4.2.1 Classificação

A etapa classificatória das imagens contou com dois métodos distintos de classificação, sendo um deles referentes à interpretação visual e o outro à classificação computacional.

4.2.2 Interpretação visual

A técnica de interpretação visual contou com a segmentação manual e classificação individual das copas das árvores e palmeiras dominantes observadas nas imagens. Para isso, as ortoimagens foram utilizadas em conjunto com o modelo digital de superfície (MDS) para situações em que a interpretação demandou um maior nível de detalhamento (Anexo 17). À medida que as copas das árvores foram classificadas dentro das parcelas, foi possível a obtenção do número de árvores e palmeiras dominantes, bem como a área do dossel composta por copas desses indivíduos (Tabela 22).

Tabela 22: Média do número de árvores e palmeiras dominantes e área média do dossel ocupada por copas desses indivíduos por hectare. A diferença significativa entre os tratamentos está representada por * ($p < 0,05$).

	Parâmetros	Controle	Fogo	Fogo + Manejo	ANOVA <i>p</i> (95%)
Número de árvores e palmeiras dominantes	Média	125*	92,5	61*	0,002*
	CV (%)	29,31	54,13	33,75	
	IC (95%)	94,3 – 155,6	50,6 – 134,3	43,7 – 78,2	
Área média de ocupação do dossel (m ²)	Média	4.625,91	3.123,73	4.203,84	0,062
	CV (%)	24,31	26,92	38,21	
	IC (95%)	3.685,6 – 5.566,1	2.420,4 – 3827,0	2.860,8 – 5.546,8	

Os valores referentes ao número médio de árvores e palmeiras vivas revelaram diferença significativa quando submetidos ao teste ANOVA (95%), sendo essa diferença constatada através do teste Tukey entre o tratamento controle e o de maior impacto. Essa variável é obtida a partir da simples contagem de copas dominantes visualizadas dentro das parcelas nas ortoimagens e possui uma relação linear positiva com a biomassa da floresta (Figura 17).

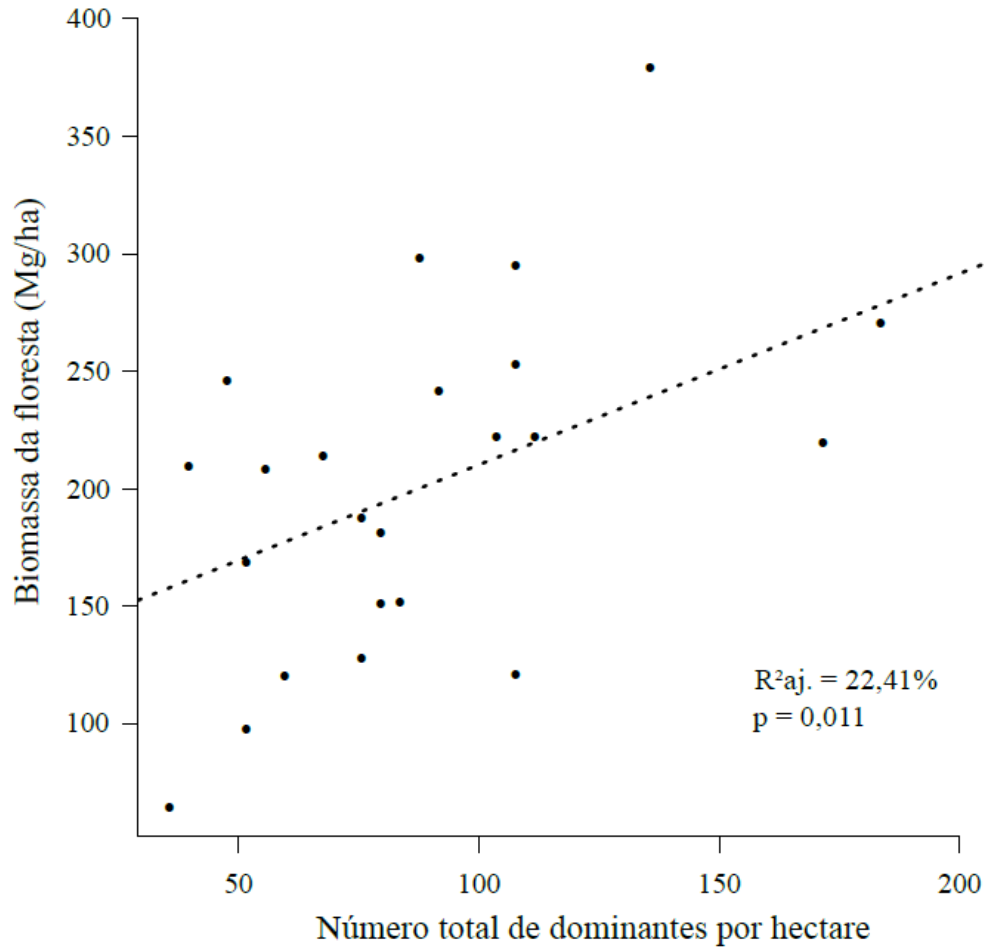


Figura 18: Regressão linear entre biomassa da floresta ($Mg\ ha^{-1}$) e número de árvores e palmeiras dominantes por hectare.

Embora não tenha sido possível observar diferença significativa para a área média de ocupação do dossel por árvores e palmeiras dominantes entre os tratamentos, observamos que o tratamento de impacto intermediário apresentou uma redução considerável (superior a $1.000\ m^2\ ha^{-1}$) na ocupação do dossel quando comparado aos demais tratamentos. Essa redução está diretamente associada ao número de árvores vivas e conseqüentemente sua biomassa, já que estas possuem a maior representatividade em relação às palmeiras na ocupação do dossel (Figura 18).

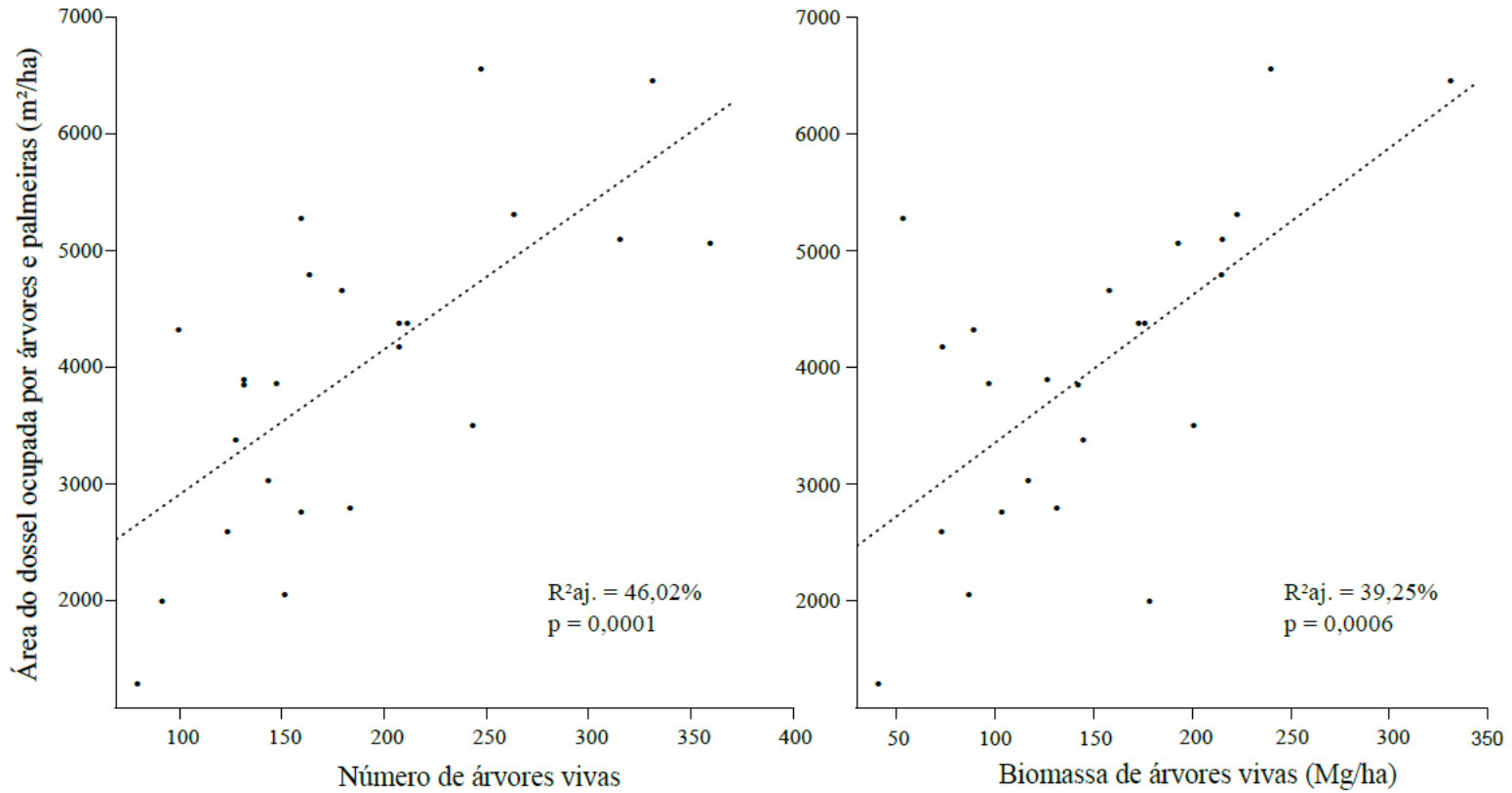


Figura 19: Regressão linear entre área do dossel ocupada por árvores e palmeiras vivas com o número médio de árvores vivas (esquerda) e a biomassa média de árvores vivas (direita) por hectare.

Foi possível observar também uma relação significativa entre a área do dossel ocupada por árvores e palmeiras dominantes ($m^2 ha^{-1}$) com a biomassa total da floresta ($Mg ha^{-1}$) (Figura 19).

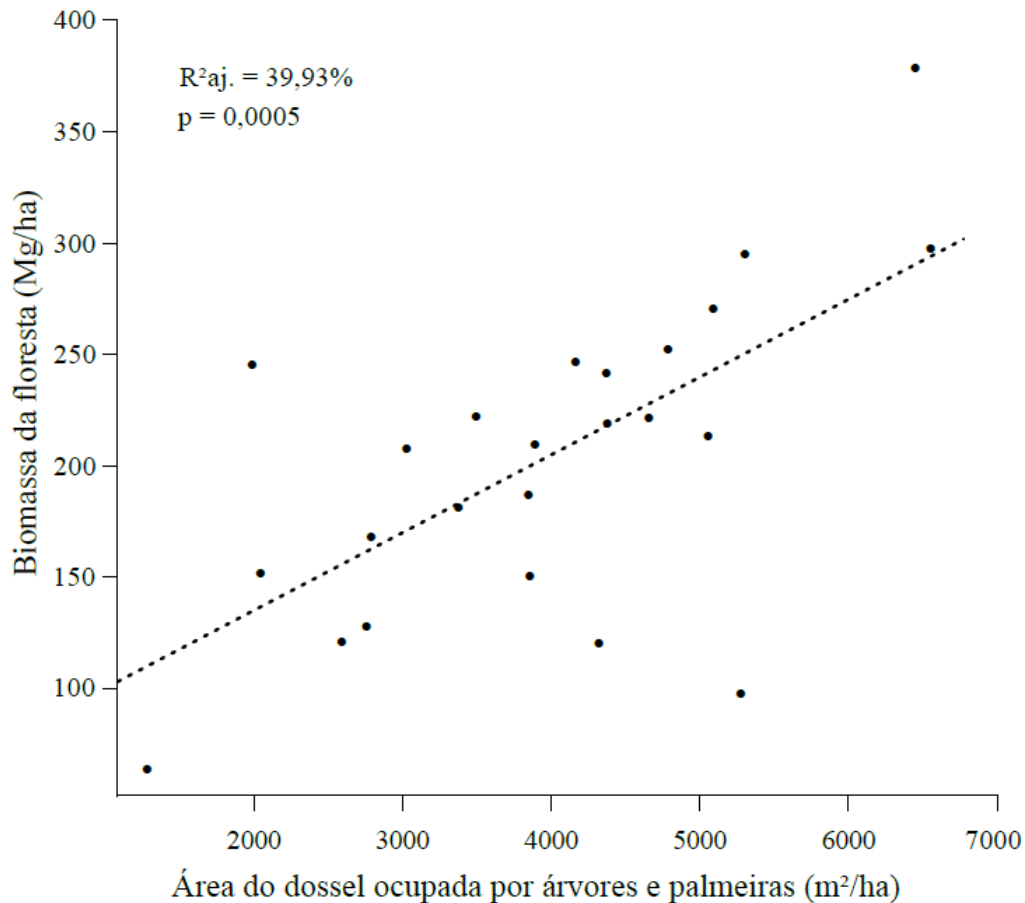


Figura 20: Regressão linear entre a biomassa da floresta (Mg ha^{-1}) e a área do dossel ocupada por árvores e palmeiras ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$).

Essa relação pode ser explicada pela alta representatividade das árvores e palmeiras na biomassa total da floresta. Dessa forma, podemos ter uma boa noção da quantidade de biomassa das florestas abertas dominadas por bambus a partir de uma simples métrica relacionada à interpretação visual de imagens obtidas através de sobrevoos com RPA.

4.2.3 Classificação automatizada

Os coeficientes Kappas obtidos para os modelos indicaram concordância quase perfeita das classificações, sendo 0,87 para a ortoimagem dos tratamentos impactados por distúrbios e 0,83 para a ortoimagem do tratamento sem impacto conhecido. A acurácia da classificação das áreas afetadas por distúrbios foi de 90,6% (IC: 89,8% –

91,4%), enquanto o valor encontrado na área sem impacto conhecido foi 87,9% (IC: 86,9% – 88,8%).

O algoritmo de classificação utilizado foi eficiente na classificação da área do dossel ocupada por bambus, que representa um objeto bastante homogêneo nas imagens e possui relação inversa com o número médio e a biomassa de árvores vivas (Figura 20).

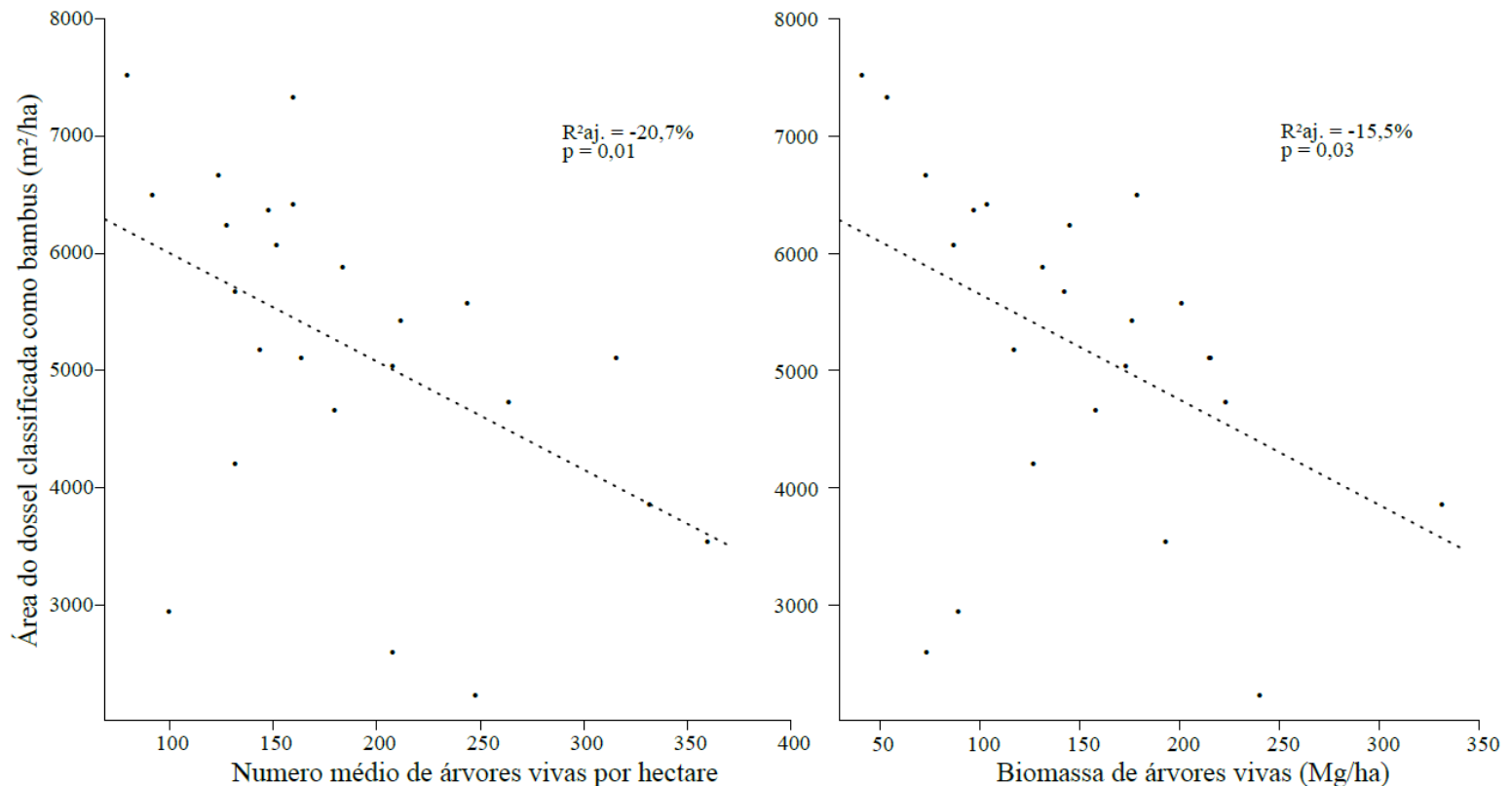


Figura 21: Regressão linear entre número médio (esquerda) e biomassa de árvores vivas (direita) por hectare com a área do dossel classificada como bambus ($m^2 ha^{-1}$).

A variável correspondente à área do dossel classificada como bambus também manteve uma relação significativa e inversa com a biomassa da floresta, embora essa relação tenha sido inferior à observada para área do dossel ocupada por árvores e palmeiras dominantes no método de classificação das imagens por interpretação visual (figura 21).

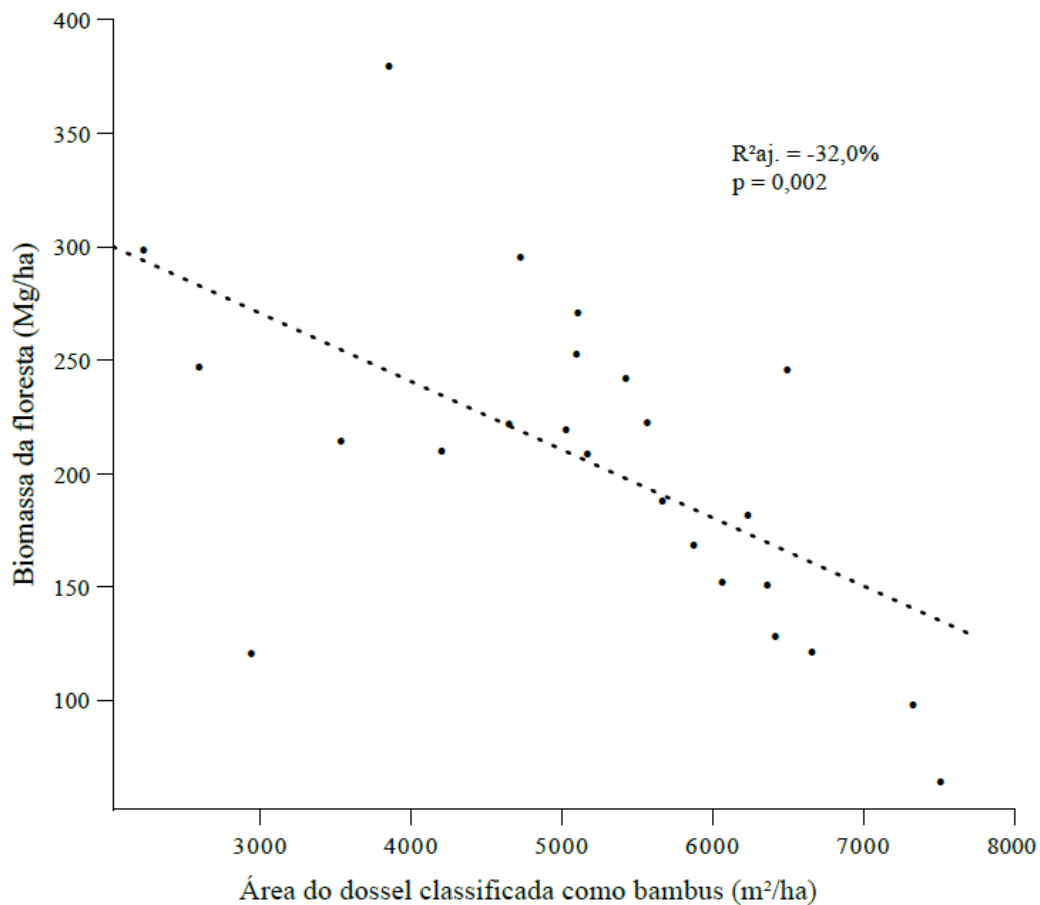


Figura 22: Regressão linear entre a biomassa da floresta (Mg ha^{-1}) e a área do dossel classificada como bambus ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$).

A classificação automatizada a partir de imagens de alta resolução consiste em um método rápido que pode ser aplicado em amplas áreas de florestas abertas dominadas por bambus.

4.3 Modelos de regressão

Com os dados obtidos em campo e por meio das imagens aéreas, testamos diferentes modelos de regressões simples e múltiplas. Os modelos foram elaborados para a estimativa de biomassa da floresta (Mg ha^{-1}) a partir de diferentes conjuntos de variáveis preditoras.

No processo de elaboração das equações, o nível de dificuldade de obtenção das variáveis preditoras foi considerado como um fator relevante para esse tipo de floresta.

Dessa forma, optamos por oferecer um conjunto de modelos aplicáveis em diferentes situações de recursos disponíveis para a coleta dos dados.

4.3.1 Variáveis de campo

As variáveis de campo obtidas no inventário florestal foram triadas inicialmente a partir de uma análise exploratória dos dados, onde o grau de correlação entre as variáveis independentes foi avaliado, bem como a relação de cada uma destas com a variável de interesse. Como a biomassa do bambu possui forte correlação (63%) com a densidade (colmos m⁻²), optamos por criar dois subgrupos em função de cada uma dessas variáveis.

4.3.1.1 Com medição direta das árvores

O primeiro grupo de variáveis de campo envolveu a medição direta de árvores vivas (DAP \geq 10 cm). Apesar da coleta dessa variável demandar um alto esforço de campo, sua inclusão nos modelos é importante em situações em que se deseja obter maior precisão nos cálculos de estimativa da biomassa da floresta.

As variáveis foram inicialmente triadas através de uma análise exploratória dos dados, onde o grau de correlação entre as variáveis independentes foi avaliado, bem como a relação de cada uma destas com a variável de interesse (Anexo 18). O número de árvores vivas foi altamente correlacionado (79%) com a área basal de árvores vivas. Dessa forma, a área basal foi selecionada para o processo de seleção por apresentar uma relação mais forte com a biomassa da floresta.

4.3.1.1.1 Pesagem direta do bambu

A obtenção da biomassa de bambus nesse estudo se deu pelo método de pesagem direta (variável de difícil obtenção). A etapa inicial de seleção dos modelos através do pacote *glmulti* (R) indicou 1 modelo considerado adequado (Δ AIC \leq 2) para a estimativa de biomassa da floresta (Tabela 23).

Tabela 23: Modelos de regressão múltipla selecionados, onde: PSF = Biomassa da floresta (kg ha⁻¹); GAV = Área basal de árvores vivas (m² ha⁻¹); NPV = Número de palmeiras vivas por hectare e PS.TAB = Biomassa de bambus (kg ha⁻¹).

Modelo de regressão múltipla	Coeficiente		Coeficiente padronizado	Δ AIC	R ² ajustado	t-valor	Significância (p)
	β	Erro padrão	β				
1. PSF ~ GAV + NPV + PS.TAB	-	14.270	-	0,00	96,05%	-	8,25*10 ⁻¹⁵
Intercepto (β_0)	-13.580	10.930	-	-	-	-1,243	0,228
GAV	44.380	2.223	0,835	-	-	19,965	1,12*10 ⁻¹⁴
NPV	855,9	97,09	0,382	-	-	8,816	2,52*10 ⁻⁸
PS_TAB	1,313	0,168	0,334	-	-	7,778	1,8*10 ⁻⁷

4.3.1.1.2 Densidade de bambus (colmos m⁻²)

Em função das dificuldades enfrentadas no método de pesagem direta dos bambus, modelos foram elaborados para a densidade de bambus (colmos m⁻²), outra variável relacionada à abundância de bambus na floresta de mais fácil obtenção.

Dois modelos foram previamente indicados pela etapa inicial de seleção, sendo que um deles foi descartado por exceder o número máximo proposto de três variáveis preditoras. Dessa forma, apenas um modelo foi considerado adequado (Δ AIC \leq 2) para a estimativa de biomassa da floresta nesse grupo de variáveis (Tabela 24).

Tabela 24: Modelos de regressão múltipla selecionados, onde: PSF = Biomassa da floresta (kg ha⁻¹); GAV = Área basal de árvores vivas (m² ha⁻¹); NPV = Número de palmeiras vivas por hectare e D.TAB = Densidade de bambus (colmos m⁻²).

Modelo de regressão múltipla	Coeficiente		Coeficiente padronizado	Δ AIC	R ² ajustado	t-valor	Significância (p)
	β	Erro padrão	β				
2. PSF ~ GAV + NPV + D.TAB	-	24.420	-	0,50	88,45%	-	3,68*10 ⁻¹⁰
Intercepto (β_0)	15.587,4	17.328,4	-	-	-	0,90	0,379
GAV	45.820,7	3.827,8	0,862	-	-	11,97	1,42*10 ⁻¹⁰
NPV	629,9	160,4	0,281	-	-	3,927	0,0008
PS_TAB	91.080,6	33.238,6	0,195	-	-	2,740	0,012

4.3.1.2 Sem medição direta das árvores

O segundo grupo de variáveis de campo foi elaborado com a exclusão de variáveis ligadas à medição do DAP das árvores. Assim, foram consideradas quatro variáveis preditoras da biomassa da floresta: Número de árvores vivas; Número de palmeiras vivas; Biomassa de bambu (Mg ha^{-1}) e densidade de bambus (colmos m^{-2}).

As variáveis triadas na análise exploratória dos dados revelou o grau de correlação entre as variáveis independentes, bem como a relação de cada uma destas com a variável de interesse (Anexo 19).

4.3.1.2.1 Pesagem direta do bambu

A seleção dos modelos utilizando o pacote *glmulti* (R) revelou 4 melhores modelos que foram selecionados para as próximas etapas de seleção (Anexo 20). Entre os 4 modelos indicados, apenas 2 foram selecionados por serem considerados adequados ($\Delta \text{AIC} \leq 2$) para a estimativa de biomassa da floresta (Tabela 25).

Tabela 25: Modelos de regressão múltipla selecionados, onde: PSF = Biomassa da floresta (kg ha^{-1}); NAV = Número de árvores vivas por hectare; NPV = Número de palmeiras vivas por hectare e PS.TAB = Biomassa de bambus (kg ha^{-1}).

Modelos de regressão múltipla	Coeficiente		Coeficiente padronizado	ΔAIC	R^2_{ajustado}	t-valor	Significância (p)
	β	Erro padrão	β				
3. PSF ~ NAV + NPV + PS.TAB	-	46.210	-	0,00	58,63%	-	0,0001
Intercepto (β_0)	10.052,05	37.638,54	-	-	-	0,267	0,792
NAV	621,14	139,12	0,650	-	-	4,465	0,0002
NPV	609,84	332,27	0,272	-	-	1,835	0,081
PS_TAB	1,58	0,54	0,402	-	-	2,833	0,009
4. PSF ~ NAV + PS.TAB	-	48.750	-	0,50	53,96%	-	0,0001
Intercepto (β_0)	13.390.000	39.660.000	-	-	-	0,338	0,739
NAV	710,70	137,50	0,744	-	-	5,170	0,00004
PS_TAB	1,36	0,56	0,347	-	-	2,414	0,025

4.3.1.2.2 Densidade de bambus (colmos m⁻²)

A etapa inicial de seleção dos modelos indicou 6 possíveis modelos para as próximas etapas de seleção (Anexo 21). Entretanto, apenas 3 foram considerados adequados ($\Delta AIC \leq 2$) para a estimativa de biomassa da floresta (Tabela 26).

Tabela 26: Modelos de regressão selecionados, onde: PSF = Biomassa da floresta (kg ha⁻¹); NAV = Número de árvores vivas por hectare; NPV = Número de palmeiras vivas por hectare e D.TAB = Densidade de bambus (Colmos m⁻²).

Modelos de regressão	Coeficiente		Coeficiente padronizado	ΔAIC	R ² ajustado	t-valor	Significância (p)
	β	Erro padrão	β				
5. PSF ~ NAV + D.TAB	-	51.700	-	0,00	48,23%	-	0,0003
Intercepto (β_0)	39.284,8	38.782,9	-	-	-	1,013	0,322
NAV	698,9	146,2	0,731	-	-	4,78	0,0001
D_TAB	120.427,9	71.256,4	0,258	-	-	1,69	0,105
6. PSF ~ NAV + NPV	-	53.660,0	-	1,80	44,22%	-	0,008
Intercepto (β_0)	88.516,5	30.187,5	-	-	-	2,932	0,007
NAV	584,3	160,9	0,611	-	-	3,632	0,001
NPV	402,9	376,7	0,180	-	-	1,07	0,296
7. PSF ~ NAV	-	53.840	-	0,20	43,86%	-	0,0002
Intercepto (β_0)	83.352,1	29.896,3	-	-	-	2,788	0,010
NAV	649,8	149,2	0,680	-	-	4,355	0,0002

4.3.2 Variáveis de imagens aéreas

O conjunto de variáveis obtidas dos produtos das imagens aéreas foi dividido em dois grupos em função do método de classificação utilizado. As variáveis relacionadas à nuvem de pontos foram mantidas em ambos os grupos por serem independentes à classificação.

4.3.2.1 Classificação por interpretação visual

O primeiro grupo foi composto por variáveis relacionadas à classificação por interpretação visual das imagens. A análise exploratória realizada para esse conjunto de

variáveis revelou duas potenciais correlações entre as variáveis independentes, sendo elas a altura média do dossel do bambu com a altura mínima da nuvem de pontos e a área da copa das árvores dominantes com o número de árvores vivas (Anexo 22).

Levando em consideração os critérios definidos para a escolha das variáveis, selecionamos a altura mínima da nuvem de pontos por não depender de interpretação visual e a área da copa das árvores dominantes por apresentar maior correlação com a variável de interesse.

A etapa inicial de seleção indicou 9 modelos possíveis (Anexo 23), embora apenas dois destes foram considerados adequados ($\Delta AIC \leq 2$) para a estimativa de biomassa da floresta (Tabela 27).

Tabela 27: Modelos de regressão selecionados, onde: PSF = Biomassa da floresta (kg ha^{-1}); ACDOM = Área do dossel ocupada por copa de árvores e palmeiras dominantes ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$); VTN = Volume da nuvem de pontos (m^3).

Modelos de regressão	Coeficiente		Coeficiente padronizado	ΔAIC	R^2 ajustado	t-valor	Significância (p)
	β	Erro padrão	β				
8. PSF ~ ACDOM	-	55.690	-	0,0	39,93%	-	0,0005
Intercepto (β_0)	65.385,31	36.279,85	-	-	-	1,802	0,085
ACDOM	34,89	8,64	0,652	-	-	4,036	0,0005
9. PSF ~ ACDOM + VTN	-	55.870	-	1,9	39,54%	-	0,001
Intercepto (β_0)	50.300	39.870	-	-	-	1,261	0,220
ACDOM	33,43	8,81	0,624	-	-	3,790	0,001
VTN	0,201	0,217	0,152	-	-	0,926	0,364

4.3.2.2 Classificação computadorizada

A classificação computadorizada consiste em um método mais rápido de classificação que pode ser aplicado para amplas áreas. A partir da análise exploratória observamos algumas correlações entre as variáveis independentes: Volume e a altura máxima da nuvem de pontos de pontos (0,67); Volume da nuvem de pontos e área classificada como sombra (0,48); Área classificada como copas de árvores e palmeiras

vivas com área classificada como dossel de bambus (-0,79); Área classificada como copas de árvores e palmeiras vivas com área classificada como vegetação não fotossintetizante (-0,64) e área classificada como dossel de bambus com área classificada como sombra (-0,45) (Anexo 24).

As variáveis escolhidas para as seguintes etapas de seleção foram a altura mínima da nuvem de pontos (m^3), volume da nuvem de pontos (m^3), área classificada como dossel de bambus (m^2) e área classificada como vegetação não fotossintetizante.

Embora a etapa inicial de seleção tenha indicado 4 modelos possíveis (Anexo 25), apenas três destes foram considerados adequados ($\Delta AIC \leq 2$) para a estimativa de biomassa da floresta (Tabela 28).

Tabela 28: Modelos de regressão selecionados, onde: PSF = Biomassa da floresta ($kg\ ha^{-1}$); RF.B = Área classificada como dossel de bambus ($m^2\ ha^{-1}$); RF.G = Área classificada como vegetação não fotossinteticamente ativa ($m^2\ ha^{-1}$); VTN = Volume da nuvem de pontos (m^3); H.MIN = Altura mínima da nuvem de pontos.

Modelos de regressão	Coeficiente		Coeficiente padronizado	ΔAIC	R^2 ajustado	t-valor	Significância (p)
	β	Erro padrão	β				
10. PSF ~ RF.B + RF.G	-	50.700	-	0,0	50,22%	-	0,0002
Intercepto (β_0)	295.900,50	45.634,8	-	-	-	6,484	$2*10^{-6}$
RF.B	-137,23	30,42	-0,676	-	-	-4,515	0,0001
RF.G	236,80	78,79	0,450	-	-	3,006	0,006
11. PSF ~ RF.B + RF.G + VTN	-	50.350	-	1,7	50,89%	-	0,0005
Intercepto (β_0)	$2,713*10^5$	$5,025*10^4$	-	-	-	5,398	$2,77*10^{-5}$
RF.B	-135,5	30,41	-0,657	-	-	-4,389	0,0002
RF.G	227,6	78,68	0,432	-	-	2,893	0,008
VTN	0,221	0,195	0,197	-	-	1,135	0,269
12. PSF ~ RF.B + RF.G + H.MIN	-	50.540	-	1,9	50,52%	-	0,0006
Intercepto (β_0)	626.506,65	$3,145*10^5$	-	-	-	1,991	0,060
RF.B	-136,04	30,35	-0,669	-	-	-4,482	0,0002
RF.G	242,45	78,73	0,460	-	-	3,079	0,005
H.MIN	-1.815,9	1.709,87	-0,156	-	-	-1,062	0,300

4.4 Estoque de carbono

Os valores relativos ao estoque de carbono da floresta foram obtidos a partir do teor médio de carbono para cada classe de biomassa amostrada, de acordo com estudos prévios (Tabela 28).

Tabela 29: Valores de estoque de carbono (Mg ha⁻¹) relacionados a biomassa seca acima do solo (Mg ha⁻¹).

Tratamento	Classe	Biomassa seca acima do solo (Mg ha ⁻¹) ± Syx	Teor de carbono (%)	Estoque de carbono (Mg ha ⁻¹) ± Syx	Referência para o teor de carbono (%)
Controle	Árvores vivas	203,06 ± 23,14	50	101,53 ± 11,57	Fearnside, 1995
	Palmeiras vivas	5,36 ± 1,74	49,4	2,64 ± 0,86	Goodman <i>et al.</i> 2013
	Bambus vivos	17,98 ± 3,26	50	9,0 ± 1,63	Brown, 1997
	Bambus mortos	20,28 ± 3,08	50	10,14 ± 1,54	Brown, 1997
	Árvores mortas em pé	0,179 ± 0,1	46,4	0,08 ± 0,046	Graça <i>et al.</i> 1999
	Árvores sem copa e palmeiras mortas	0,122 ± 0,024	46,4	0,05 ± 0,011	Graça <i>et al.</i> 1999
	Resíduos lenhosos	2,06 ± 0,57	46,4	0,95 ± 0,26	Graça <i>et al.</i> 1999
	Total	249,06 ± 25,52	-	124,61 ± 12,74	-
Fogo	Árvores vivas	114,68 ± 13,55	50	57,34 ± 6,77	Fearnside, 1995
	Palmeiras vivas	20,90 ± 18,79	49,4	10,32 ± 9,28	Goodman <i>et al.</i> 2013
	Bambus vivos	20,52 ± 2,48	50	10,26 ± 1,24	Brown, 1997
	Bambus mortos	28,13 ± 4,38	50	14,06 ± 2,19	Brown, 1997
	Árvores mortas em pé	0,908 ± 0,58	46,4	0,42 ± 0,27	Graça <i>et al.</i> 1999
	Árvores sem copa e palmeiras mortas	0,095 ± 0,059	46,4	0,04 ± 0,027	Graça <i>et al.</i> 1999
	Resíduos lenhosos	2,61 ± 0,91	46,4	1,21 ± 0,42	Graça <i>et al.</i> 1999
	Total	187,10 ± 16,04	-	93,65 ± 8,16	-
Fogo + Manejo	Árvores vivas	131,94 ± 24,51	50	65,97 ± 12,25	Fearnside, 1995
	Palmeiras vivas	0,705 ± 0,3	49,4	0,34 ± 0,15	Goodman <i>et al.</i> 2013
	Bambus vivos	18,08 ± 3,92	50	9,04 ± 1,96	Brown, 1997
	Bambus mortos	23,82 ± 4,46	50	11,91 ± 2,23	Brown, 1997
	Árvores mortas em pé	0,503 ± 0,18	46,4	0,23 ± 0,087	Graça <i>et al.</i> 1999
	Árvores sem copa e palmeiras mortas	0,129 ± 0,051	46,4	0,05 ± 0,024	Graça <i>et al.</i> 1999
	Resíduos lenhosos	1,95 ± 0,51	46,4	0,90 ± 0,23	Graça <i>et al.</i> 1999
	Total	177,15 ± 27,88	-	88,91 ± 13,94	-

O maior estoque de carbono (124,6 Mg ha⁻¹) foi encontrado na floresta sem impactos conhecidos. A floresta de impacto intermediário apresentou o valor de 93,6 Mg ha⁻¹ e a floresta de maior impacto apresentou o menor valor de estoque de carbono, equivalente a 88,9 Mg ha⁻¹ nesse estudo.

5. DISCUSSÃO

5.1 Árvores vivas

Com base nos resultados obtidos, observamos uma alteração significativa no número médio de indivíduos arbóreos por hectare entre o tratamento controle e o tratamento de impacto intermediário ($p = 0,03$), fato que também refletiu diferenças significativas na área basal e na biomassa de árvores vivas entre esses tratamentos.

5.1.1 Número de indivíduos

Assim como em outros estudos realizados na Amazônia, os indivíduos da classe de DAP entre 41 – 50 cm foram menos afetados pelo impacto do incêndio florestal (Cochrane, 1999; Barlow *et al.*, 2012).

Os números médios de indivíduos arbóreos com DAP > 10 cm por hectare encontrados nesse estudo foram inferiores aos valores obtidos por Barlow *et al.* (2012) na Reserva Extrativista (RESEX) Chico Mendes, tanto para a floresta sem impacto conhecido (380 a 400 árvores por hectare), como para a floresta atingida por incêndio florestal em 2005 (360 a 370 árvores por hectare). Localizada no Acre, a reserva está situada em um local próximo à área do presente estudo (cerca de 25 quilômetros ao sul). Entretanto, no estudo de Barlow *et al.* (2012), a amostragem de campo foi realizada três anos após a ocorrência do incêndio florestal, enquanto a amostragem do presente estudo foi realizada em um cenário de onze anos após o impacto causado pelo fogo.

Existem evidências que apontam para um atraso no tempo de mortalidade das árvores grandes (DAP > 50 cm) em relação às pequenas, que passa a se intensificar em

um período de três anos após a ocorrência dos incêndios em função da redução da resistência dos indivíduos à entrada de patógenos, maior vulnerabilidade aos ventos e até mesmo embolia (Barlow *et al.*, 2003). Esse tempo de atraso na mortalidade de indivíduos arbóreos grandes pode ter contribuído para a ausência de diferença significativa nas abundâncias e conseqüentemente na biomassa dos indivíduos arbóreos retratada por Barlow *et al.* (2012), entre a floresta sem impacto conhecido e a floresta atingida por incêndio florestal.

Vale ressaltar que o tempo de mortalidade das árvores após um evento de incêndio florestal pode variar não só em função do tamanho dos indivíduos, mas também em função de componentes anatômicos como a densidade da madeira e a espessura da casca (Brando *et al.*, 2012).

5.1.2 Área basal

Os dados desse estudo também revelaram uma redução significativa ($p = 0,01$) na área basal de árvores vivas após a ocorrência de incêndio florestal. Essa diferença foi constatada para o tratamento impactado pelo fogo em relação ao tratamento controle.

A área basal de árvores vivas encontrada no tratamento controle foi próxima ao valor relatado por Griscom & Ashton (2006) em florestas sem impacto conhecido localizadas nas margens do rio Tambopata, no Peru. Os autores relataram $4,8 \pm 0,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ para florestas dominadas por *Guadua* spp. (densidade média de 3.117 ± 918 colmos ha^{-1}).

O estudo realizado por Rockwell *et al.* (2014) em florestas dominadas por *Guadua* spp. no leste do Acre revela uma área basal média para árvores vivas de $21,3 \pm 2,6 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ em floresta sem impacto conhecido (densidade média de $1.252 \pm 307,9$ colmos ha^{-1}) e $19,1 \pm 3,8 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ em uma floresta impactada por exploração madeireira (densidade média de $1.242 \pm 189,7$ colmos ha^{-1}), valores superiores aos encontrados nesse estudo.

Entretanto, a densidade média de *Guadua* spp. representou em termos médios menos da metade do valor encontrado no presente estudo (2900 colmos m⁻²), sugerindo que o adensamento do bambu leva a uma redução na área basal de árvores vivas.

5.1.3 Biomassa

A biomassa de árvores vivas representou em termos médios aproximadamente 73% da biomassa total da floresta, destacando-se como a classe amostral que mais contribuiu com o estoque de carbono nesse estudo. Os dados referentes à biomassa de árvores vivas revelam uma diferença significativa ($p = 0,01$) entre os tratamentos controle e de impacto intermediário. A maior biomassa encontrada no tratamento controle reflete o maior número médio de árvores por hectare e maior área basal de árvores vivas em relação aos demais tratamentos.

A biomassa encontrada por D'Oliveira *et al.* (2013) na floresta estadual do Antimary para árvores vivas (DAP > 5 cm) em 1999 foi de $198,9 \pm 8,5$ Mg ha⁻¹ na floresta sem impacto conhecido. Entretanto, onze anos após a exploração madeireira ($6,9$ m³ ha⁻¹) os autores relatam o valor de $221,5 \pm 6,8$ Mg ha⁻¹ para a mesma área, sugerindo que em termos de biomassa a floresta pode se reestabelecer estruturalmente algum tempo após o distúrbio.

Quando comparamos nossos dois tratamentos impactados por distúrbios, percebemos que a biomassa de árvores vivas encontrada no tratamento atingido por duplo impacto apresentou um valor superior ao encontrado no tratamento de impacto intermediário. Considerando que ambas as áreas impactadas foram atingidas pelo mesmo incêndio, o impacto posterior ao fogo provocado pela exploração madeireira pode ter provocado danos aos bambus, criando condições favoráveis para o recrutamento de novas árvores e crescimento dos indivíduos arbóreos remanescentes na floresta.

De alguma forma, o impacto por exploração madeireira parece quebrar a estrutura de aprisionamento das árvores promovida pelo adensamento do bambu. Se esse padrão se mantiver em futuros estudos, seria plausível investigar de que forma a exploração madeireira pode estar danificando as principais estruturas dos bambus presentes nessas florestas.

5.2 Palmeiras vivas

Assim como constatado em estudos realizados em outras florestas da Amazônia, as palmeiras parecem não sofrer alterações significativas na densidade de indivíduos após impacto por incêndio florestal, sugerindo que esses indivíduos são mais capazes de sobreviver a incêndios (Barlow & Peres, 2006; Barlow *et al.*, 2012). Estudos revelam que em algumas partes da Bacia Amazônica, a recorrência de incêndios florestais pode levar a uma dominância de espécies de palmeiras resistentes ao fogo. Esse fenômeno já foi observado no Maranhão, Pará e em Roraima (Fearnside, 1990).

No estudo realizado por Barlow *et al.* (2012) na reserva extrativista Chico Mendes, uma maior variância foi detectada para palmeiras da classe de diâmetro entre 10 e 20 cm de DAP após o fogo, sugerindo que os maiores prejuízos enfrentados pelas palmeiras após incêndios em florestas dominadas por bambus podem estar relacionados ao estabelecimento inicial das espécies.

Quando analisamos os dados com a remoção da parcela encontrada em área de baixo, é possível verificar uma diferença significativa ($p = 0,02$) na biomassa média de palmeiras vivas entre o tratamento controle e o tratamento de maior impacto. Essa diferença significativa pode ser atribuída a uma menor frequência de indivíduos grandes após os distúrbios causados pelo fogo e pela exploração madeireira. Se estudos posteriores corroborarem com esses resultados, a biomassa de palmeiras vivas pode vir

a ser um indicativo de impactos antrópicos nesse tipo de floresta, principalmente considerando as menores classes de diâmetro.

5.3 Árvores e palmeiras vivas

A classe de biomassa formada por árvores e palmeiras vivas representou em termos médios 77% da biomassa total da floresta. Assim, a redução do valor de biomassa acima do solo da floresta pode ser em grande parte atribuída à redução do número de árvores e palmeiras vivas por hectare, após determinado impacto.

Apesar do tratamento de maior impacto apresentar um número maior de árvores e palmeiras por hectare quando comparado com o tratamento de impacto intermediário, este último apresentou um número maior de indivíduos com DAP > 40 cm, fato que refletiu um maior valor de biomassa total de árvores e palmeiras vivas (Figura 4). A biomassa de árvores e palmeiras vivas acima de 40 cm de DAP representou em termos médios 70% da biomassa total de árvores e palmeiras vivas e 54,3% da biomassa total da floresta, revelando a grande importância da manutenção desses indivíduos para o estoque de carbono da floresta.

Considerando árvores e palmeiras vivas com DAP > 50 cm, não foi possível observar diferença significativa para os valores de biomassa entre os tratamentos ($p = 0,07$), embora o tratamento controle tenha apresentado um valor 43,5% maior que o tratamento de maior impacto e 47,15% maior que o tratamento impactado pelo fogo (Tabela 8). Quando aplicado aos dados o fator de correção da densidade da madeira, foi possível observar diferença significativa ($p = 0,049$) entre o tratamento controle e os demais tratamentos (Tabela 8.1).

Os valores encontrados para a densidade de árvores e palmeiras vivas foram inferiores aos valores encontrados por Rockwell *et al.* (2014) para a floresta sem impacto conhecido ($344 \pm 68,9$) e a floresta impactada por manejo florestal ($344 \pm$

101,4) com uma intensidade de corte de $10 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, ambas localizadas no extremo leste do Acre.

O trabalho realizado por D'Oliveira *et al.* (2013) revelou um valor de 860 ± 22 indivíduos por hectare na floresta sem impacto conhecido, 690 ± 18 em uma floresta 5 anos após exploração madeireira (intensidade de corte de $6,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), 961 indivíduos por hectare na mesma área sete anos após a exploração e 862 ± 19 indivíduos por hectare onze anos após a exploração. Entretanto, a amostragem do estudo foi realizada apenas para árvores vivas com DAP maior ou igual a 5 centímetros.

Os valores de biomassa de árvores e palmeiras vivas (DAP > 10 cm) encontrados por Barlow *et al.* (2012) foram superiores aos obtidos no presente estudo para a floresta sem impacto conhecido (380 a 400 Mg ha^{-1}) e na floresta atingida por incêndio florestal (260 a 280 Mg ha^{-1}), amostrada três anos após a ocorrência do fogo.

Existem evidências que apontam para uma diferença estrutural na abundância de árvores grandes senescentes na Amazônia ao longo de um gradiente de leste para oeste, sendo que indivíduos mais velhos em geral são mais abundantes na região leste da Amazônia (Chao *et al.*, 2008).

Além disso, estudos sugerem também uma possível diferença na dinâmica da mortalidade dessas árvores grandes ao longo desse mesmo gradiente (Chao *et al.* 2008; Philips *et al.*, 2008). Assumindo que as árvores grandes senescentes são mais vulneráveis a fontes externas de estresse (bem como distúrbios), as árvores grandes do sudoeste da Amazônia são mais resistentes à impactos antrópicos como incêndios florestais, por serem menos senescentes do que as árvores grandes da região leste da Amazônia (Barlow *et al.*, 2012).

Os dados do presente estudo corroboram com essas evidências, dada a observação de uma sutil redução de árvores e palmeiras vivas com DAP superior a 50 cm (Figura

4). Entretanto, essa sutil redução do número de indivíduos grandes representou uma redução de 47,1% na biomassa do tratamento de impacto intermediário e 43,5% na biomassa do tratamento de maior impacto (Tabela 8).

5.4 *Guadua* spp.

Antes da abordagem em si sobre os impactos da ocupação do bambu na biomassa e na diversidade de espécies, vale a pena ressaltar que a origem do bambu se deu justamente nas florestas (Soderstrom & Calderón, 1979; Liese & Kohl, 2015). Bambus são monocotiledôneas que intrinsecamente convivem em competição com as árvores graças a adaptações evolutivas específicas, como rizomas alongados que proporcionam uma expansão horizontal favorecida por clareiras e caules ocos que contribuem para uma redução de seu peso, proporcionando um rápido crescimento vertical dos *ramets* (Silveira, 2005; Griscom & Ashton, 2006).

Existe uma crescente discussão em torno da influência de *Guadua* spp. sobre a estrutura e o estoque de carbono da floresta, embora a literatura ainda seja carente de quantificações em campo que possam embasar novas teorias.

No presente estudo, foram avaliadas duas medidas de abundância: Biomassa acima do solo (Mg ha^{-1}) e densidade de bambus por unidade de área (colmos m^2). A relação não linear de natureza parabólica revela um ponto ótimo entre essas duas variáveis, sendo que após esse ponto o aumento da densidade de bambus não promove um aumento em sua biomassa, mas sim uma redução. Uma possível hipótese que pode explicar esse mecanismo ecológico consiste na menor densidade de indivíduos arbóreos em ambientes de alta densidade de bambus. Nesses cenários, os bambus passam a perder sua verticalidade, deixando de acessar o dossel da floresta por não conseguirem se apoiar em árvores adjacentes. Como consequência, os colmos têm seu desenvolvimento limitado por luz, permanecendo mais finos e menores (Yavit, 2017).

5.4.1 Biomassa

A amostragem da biomassa de *Guadua* spp. por meio do método de pesagem direta não revelou diferença significativa entre os tratamentos. O tratamento de impacto intermediário apresentou uma biomassa média de bambus equivalente $48,66 \text{ Mg ha}^{-1}$, valor 1,27 vezes superior ao tratamento controle. Esse valor observado no contexto pós-fogo representa quase metade do valor observado por Isagi *et al.* (1993) em uma floresta exclusivamente de bambus (*Phyllostachys bambusoides*) no Japão, onde a biomassa encontrada foi 113 Mg ha^{-1} .

Em uma área próxima ao local desse estudo, situada a 27 km de Rio Branco, Torezan & Silveira (2000) relataram o valor de $10,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ na estimativa de biomassa, valor aproximadamente 4 vezes inferior ao valor médio do presente trabalho. Entretanto, os autores relatam que a biomassa de *Guadua* spp. representou em termos médios 4,2% da biomassa total da floresta, enquanto no atual estudo o valor corresponde a 21% para essa comparação. Considerando que os *ramets* de bambus amostrados em ambos os estudos pertenceram à mesma população e que o evento de floração massiva foi observado em 2016, é esperado um incremento natural da biomassa de bambus em função do amadurecimento de colmos e estabelecimento de novos *ramets*.

O valor médio de biomassa acima e abaixo do solo encontrado por Yavit (2017) para *Guadua* spp. foi $9,5 \pm 3,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ em áreas localizadas nos departamentos de Madre de Dios e Ucayali, Peru. Esse valor foi inferior, cerca de três a quatro vezes, aos valores obtidos no atual estudo, sendo que o autor ainda relata que $19,2 \pm 6,2\%$ da biomassa total dos bambus está situada abaixo do solo.

A biomassa média de *Guadua* spp. representou 28,64% da biomassa de árvores vivas, revelando que em termos de estoque de carbono sua contribuição é reduzida. O maior indivíduo arbóreo do atual estudo encontrado no tratamento controle foi um *Calophyllum brasiliensis* (Guanandi) com 133,7 cm de DAP. A biomassa estimada para esse indivíduo foi de 24,2 Mg, valor que representa mais da metade da biomassa média de *Guadua* spp. estimada por hectare.

5.4.2 Densidade

Quanto à densidade do bambu, os valores encontrados para o tratamento controle (2500 colmos ha⁻¹), tratamento de impacto intermediário (3400 colmos ha⁻¹) e tratamento de maior impacto (2700 colmos ha⁻¹) podem ser considerados altos em relação aos valores relatados por Barlow *et al.* (2012) na RESEX Chico Mendes de 279,7 colmos ha⁻¹ para a floresta sem impacto conhecido e 282,2 após distúrbio por incêndio florestal. Moradores e trabalhadores locais que conhecem ambas as áreas dos estudos corroboraram com os resultados encontrados através de relatos de cenários observados em campo, onde a RESEX apresentou um adensamento menor de colmos quando comparada com a área do presente estudo. Isso aponta para uma alta variabilidade espacial da densidade de bambus ao longo das florestas.

Os valores de densidade de bambus também foram superiores ao valor de 1420 colmos ha⁻¹ encontrado por Torezan & Silveira (2000) em área próxima a Rio Branco, e ao valor de 1350 colmos ha⁻¹ reportado por Yavit (2017) no sudeste do Peru.

Os valores de densidade que mais se aproximam dos valores encontrados no atual estudo foram relatados por Griscom & Ashton (2006) às margens do rio Tambopata no Peru, sendo 3860 ± 265 colmos ha⁻¹ em florestas dominadas por *Guadua weberbaueri* e 2375 ± 618 colmos ha⁻¹ em florestas dominadas por *Guadua sacocarpa*.

O dossel formado por bambus ocupou uma área média de 38,5% da área total do dossel no tratamento controle, 65% no tratamento impactado pelo fogo e 67% no tratamento de maior impacto. O dossel formado por bambus pode absorver até 95% da radiação solar incidente na floresta (Qiu *et al.*, 1992), fato que pode comprometer a regeneração de espécies arbóreas, e como consequência, o estoque de carbono da floresta.

5.5 Necromassa

5.5.1 Classes de decomposição

Os valores encontrados para a densidade associada a diferentes classes de decomposição são consistentes com o valor relatado por Nogueira *et al.* (2008) para florestas abertas dominadas por bambus no Acre, onde a densidade média de árvores vivas foi $0,512 \pm 0,176$ g/cm³, ou seja, o estágio ‘testemunha’ (C0) em relação aos valores de decomposição obtidos. Os valores também se encontram dentro do intervalo encontrado para as mesmas classes de decomposição amostradas em Roraima, onde Silva *et al.* (2016) relataram os valores de $0,541 \pm 0,127$ para a classe C1, $0,458 \pm 0,103$ para a classe C2 e $0,450 \pm 0,108$ para a classe C3 de decomposição.

Vale ressaltar que ambos os trabalhos citados acima contaram com um maior número de unidades amostrais do que o presente estudo para a estimativa da densidade média da madeira. Os valores ligeiramente superiores encontrados no atual estudo podem não só estarem associados a um número reduzido de amostras, como também a um possível viés no processo de secagem, já que o método utilizado foi secagem ao ar livre.

Como a necromassa encontrada nesse estudo representou em termos médios 1,4% da biomassa total da floresta, optamos por utilizar os valores encontrados para o cálculo da biomassa, pois estes estão atrelados aos resíduos lenhosos amostrados em campo e

um pequeno viés na estimativa da densidade não provocaria grandes alterações nas principais estimativas do trabalho.

5.5.2 Árvores mortas em pé

Com relação ao número de árvores mortas em pé, o tratamento afetado pelo fogo apresentou um valor de biomassa 5 vezes maior do que o tratamento controle e quase 2 vezes maior do que o tratamento de maior impacto, apesar da ausência de diferença significativa ($p = 0,251$). Assim como foi evidenciado por Barlow *et al.* (2012) em uma floresta da Reserva Extrativista Chico Mendes no Acre, nossos dados também revelaram uma forte relação (embora não significativa) entre a ocorrência de fogo e o número de árvores mortas em pé com DAP < 20 cm (Tabela 9).

Essa característica pode estar atribuída a uma maior dificuldade de recrutamento e estabelecimento inicial de indivíduos arbóreos, promovida pelo adensamento do dossel de bambu em florestas que sofreram algum tipo de impacto. Segundo Griscom & Ashton (2006), as árvores com DAP inferior a 30 cm apresentaram as maiores evidências de danos físicos provocados pelos bambus em uma floresta localizada no departamento de Madre de Dios, Peru.

Considerando que o manejo florestal foi posterior ao fogo e que as maiores árvores foram selecionadas para exploração, observamos um valor de biomassa menor no tratamento de maior impacto quando comparado ao tratamento de impacto intermediário. Apesar do tratamento de maior impacto apresentar indivíduos em um maior número de unidades amostrais, esses indivíduos são menores que os encontrados no tratamento de impacto intermediário (Figura 8).

Dessa forma, os resultados encontrados sugerem diferentes causas de mortalidade desses indivíduos para os tratamentos afetados por distúrbios. Enquanto o tratamento de impacto intermediário apresenta grandes indivíduos mortos provavelmente ainda em

função de efeitos do incêndio, o tratamento de maior impacto apresenta maior número de indivíduos pequenos mortos em função de danos físicos causados por bambus. Vale lembrar que a extração seletiva de madeira retira os indivíduos de maior DAP.

5.5.3 Árvores sem copa e palmeiras mortas

Apesar do tratamento de maior impacto apresentar biomassas, de árvores sem copa e de palmeiras mortas, semelhantes aos valores encontrados no tratamento controle, este último apresenta uma maior uniformidade na distribuição de indivíduos nessas condições (Figura 9).

De forma geral, a contribuição dessa classe amostral para a biomassa total da floresta foi inferior a 1%, indicando que a presença de indivíduos nessa condição foi escassa em todos os tratamentos do atual estudo. As árvores sem copa e palmeiras mortas parecem permanecer pouco tempo nesse tipo de floresta, possivelmente em função do rápido desenvolvimento dos *ramets* que se favorecem das clareiras adjacentes e danificam rapidamente os indivíduos nessa condição.

5.5.4 Resíduos lenhosos

Os valores estimados para essa classe amostral foram inferiores aos relatados por Silva et al. (2016) em florestas abertas localizadas em Roraima, onde a biomassa foi aproximadamente 14 Mg ha⁻¹. Apesar de também ser uma floresta aberta, essa fitofisionomia não apresenta dominância de bambus, fato que promove um aumento natural de resíduos lenhosos em relação à área do presente estudo.

O valor da biomassa de resíduos lenhosos reflete o número de árvores e palmeiras presentes na floresta e a velocidade de decomposição da matéria orgânica no solo. Estudos apontam para um maior *turnover* da floresta nas partes sul e oeste da Amazônia (Phillips *et al.*, 2004), sugerindo uma taxa de decomposição de resíduos lenhosos mais acelerada nessas regiões.

Entre todas as classes de necromassa amostradas no presente estudo, a classe representada por resíduos lenhosos foi a que contribuiu com os maiores valores (Figura 11), sugerindo que além dos bambus mortos, essa classe representa a maior disponibilidade de combustível no solo para possíveis reincidências de incêndios nos locais.

5.5.5 Necromassa total

Apesar da ausência de diferença significativa para a necromassa entre os tratamentos, o tratamento de impacto intermediário apresentou um valor médio (3,61 Mg ha⁻¹) superior aos demais tratamentos. O valor médio observado de 2,85 Mg ha⁻¹ observado nesse estudo pode ser considerado baixo em relação ao valor de 21 Mg ha⁻¹ relatado por Chambers *et al.* (2000) na Amazônia Central.

Um estudo realizado na região leste da Amazônia por Keller *et al.* (2004) revela valores muito superiores aos encontrados neste estudo para necromassa acima do solo, sendo equivalente a 55,2 Mg ha⁻¹ em florestas sem impacto conhecido e 74,7 Mg ha⁻¹ em florestas após 1 ano do impacto por exploração madeireira (impacto reduzido) e 107,8 Mg ha⁻¹ em florestas após 1 ano da exploração madeireira pelo método convencional de manejo. Pode-se observar que existe uma tendência de aumento da necromassa em função do aumento do nível de impacto, fato que não foi observado no presente trabalho.

Outro estudo realizado por Rice *et al.* (2004) em florestas da região leste da Amazônia expõe um valor de 86,6 Mg ha⁻¹, sugerindo a existência de um gradiente de necromassa na Amazônia direcionado de leste para oeste.

Os valores de necromassa obtidos nesse estudo também foram inferiores ao valor de aproximadamente 8 Mg ha⁻¹ relatado por Silva *et al.* (2016) para florestas abertas em

Roraima e também ao valor de 17,5 Mg ha⁻¹ relatado por Chao *et al.* (2009) para florestas no sudoeste da Amazônia.

Os valores de necromassa reportados por Araujo-Murakami *et al.* (2011) utilizando o método de linhas de interceptação no departamento de Madre de Dios, (Peru) foram equivalentes a 35,3 Mg ha⁻¹ e 29,3 Mg ha⁻¹ (dependendo da densidade utilizada para os cálculos), representando cerca de 11% da biomassa estimada para a floresta. Esses valores foram mais de dez vezes superiores aos valores médios obtidos nesse estudo.

Considerando todos os tratamentos, o conjunto formado por necromassa e biomassa de bambus mortos representa em termos médios 13,6% da biomassa total da floresta. Esse valor corresponde ao peso seco de toda a matéria morta acima do solo disponível como material combustível na possível reincidência de incêndio florestal.

De forma geral, as florestas do sudoeste da Amazônia apresentam um baixo valor de necromassa, indicando uma alta taxa de ciclagem de carbono já que são caracterizadas por uma alta taxa de mortalidade de árvores (Quesada *et al.*, 2010) e baixa densidade da madeira (Nogueira *et al.*, 2008a).

5.6 Estrutura horizontal

O padrão observado através do ranking de abundâncias das espécies entre os tratamentos (Anexo 7) corrobora a teoria da hiperdominância de espécies na Amazônia, descrita por ter Steege *et al.* (2013). Apesar de uma alta diversidade encontrada nas florestas amazônicas quando comparadas a outros ecossistemas terrestres, praticamente metade da biomassa e dos serviços ambientais fornecidos pela floresta estão atrelados a um pequeno grupo de espécies.

Seguindo essa lógica, analisamos as três espécies de maior dominância em cada tratamento para maior entendimento das comunidades. As espécies hiperdominantes no tratamento controle foram *Guatteria tomentosa* Rusby (32 indivíduos), *Astrocaryum*

murumuru Mart. (21) e *Spondias mombin* L. (21). No tratamento de impacto intermediário, as espécies foram *Cecropia concolor* Willd. (22), *Astrocaryum murumuru* Mart. (14) e *Attalea maripa* (Aubl.) Mart. (13). As espécies hiperdominantes no tratamento de maior impacto foram *Pseudolmedia macrophylla* Trécul (27), *Guatteria tomentosa* Rusby (21) e *Jatropha gossypifolia* L. (18).

O entendimento ecológico desse grupo de espécies é extremamente importante nessas florestas dominadas por bambus, onde um número reduzido de árvores e palmeiras é responsável pela maior parte do carbono estocado em grandes áreas.

5.6.1 Diversidade

O tratamento de impacto intermediário apresentou a menor riqueza de espécies, bem como o menor número de gêneros, famílias, espécies comerciais e espécies ameaçadas. Considerando que a diversidade foi expressa nesse estudo pelo índice alfa-Fisher, o legado resultante dos distúrbios na floresta parece estar associado à diversidade local das comunidades. Dessa forma, foi observado um decréscimo no valor obtido para o índice alfa-Fisher em função do aumento de distúrbios na floresta (Tabela 10).

Considerando os dois tratamentos atingidos por incêndio, o tratamento de impacto intermediário apresenta um menor número de espécies. Entretanto, o valor calculado do índice alfa-Fisher para esse tratamento foi maior do que o valor do tratamento de maior impacto em função da natureza composta do índice, que não leva em consideração apenas a riqueza de espécies, mas também a equabilidade.

O índice alfa-Fisher pondera um maior peso para a riqueza em relação à equabilidade (Anexo 26). Vale ressaltar que quanto maior é o peso da equabilidade dentro de um índice, menor é o valor proporcional das espécies raras.

5.6.2 Composição e distribuição de espécies

O gradiente utilizado no método de ordenação direta foi a densidade de bambus na floresta (colmos m^{-2}). Esse gradiente exerceu um papel direcionador na estrutura de distribuição de espécies no tratamento controle e no tratamento de impacto intermediário. Para esses tratamentos, a relação das três espécies que se repetem entre as 20 mais abundantes (*Euterpe precatoria*, *Ceiba pentandra* e *Spondias Mombin*) se manteve em relação ao gradiente avaliado.

No tratamento de maior impacto, o gradiente que melhor se correlacionou com a estrutura intrínseca da comunidade foi a área média ocupada pelo dossel de bambus ($m^2 ha^{-1}$), indicada pela análise NMDS em duas dimensões. Essa variável é uma das métricas obtidas da nuvem de pontos e pode ser considerada como um proxy da quantidade de radiação incidente no sub-bosque da floresta.

No tratamento de maior impacto, a espécie *Euterpe precatoria* passou a estar mais associada com menores densidades de bambus (colmos m^{-2}) e menores áreas médias ocupadas pelo dossel de bambus ($m^2 ha^{-1}$), indicando que o comportamento dessa espécie pode ter sido alterado em comparação ao tratamento controle.

5.7 Imagens aéreas de alta resolução

A tecnologia computacional atual abre espaço para novas técnicas de modelagem da estrutura florestal, cenário onde os produtos resultantes de imagens obtidas por RPA's têm se destacado. Messinger *et al.* (2016) relata diferenças inferiores a 1% em estimativas de parâmetros estruturais obtidas com RPA e LiDAR, sendo ambos os métodos considerados altamente correlacionados para estimativa de altura média e biomassa da floresta.

A partir dos produtos obtidos no pós-processamento das imagens aéreas de alta resolução, foi possível a obtenção de variáveis importantes que permitiram uma rápida

análise da estrutura da floresta. Foi possível observar diferença significativa no volume total abaixo da nuvem de pontos (m^3) entre o tratamento controle e o tratamento de impacto intermediário, sugerindo uma diminuição da altura média da floresta.

Também observamos uma diferença significativa para o desvio padrão da nuvem de pontos (m) entre o tratamento controle e o tratamento de maior impacto. O menor valor dessa variável obtido para o tratamento de maior impacto indica uma maior homogeneidade do dossel da floresta nesse tratamento.

5.7.1 Interpretação visual

A partir da interpretação visual das ortoimagens obtidas através de sobrevoos do RPA, foi possível obter o número de árvores e palmeiras dominantes em cada tratamento estudado, bem como a área de cobertura do dossel ocupada pelas copas desses indivíduos.

A variável relacionada ao número de árvores e palmeiras dominantes foi altamente relacionada com a biomassa da floresta ($p = 0,01$; $R^2_{aj.} = 22,4\%$) nesse estudo. Como foi observado anteriormente, as árvores e palmeiras representam a maior proporção de biomassa nas florestas abertas dominadas por bambus. Dessa forma, as árvores e palmeiras dominantes geralmente são os maiores indivíduos da floresta, especialmente nessas florestas, onde são capazes de suportar a pressão física exercida pelos *ramets* de bambus.

Foi possível detectar diferença significativa entre o número de árvores e palmeiras dominantes entre o tratamento controle e o tratamento de maior impacto ($p = 0,002$), sugerindo uma menor proporção de cobertura do dossel referente a esses indivíduos no tratamento de maior impacto.

Considerando os dois tratamentos atingidos por fogo, o tratamento de impacto intermediário apresentou um número superior de árvores e palmeiras dominantes.

Entretanto, a área do dossel ocupada por esses indivíduos foi inferior a área encontrada para o tratamento de maior impacto, sugerindo que apesar de um número maior de indivíduos dominantes, estes são caracterizadas por copas menores no tratamento de impacto intermediário.

5.7.2 Classificação automatizada

A classificação automatizada oferece resultados de forma mais rápida e muitas vezes pode ser a única opção viável para estudos realizados em áreas muito extensas. De acordo com os termos associados a interpretação dos valores de Kappa nesse estudo, a classificação gerada pelo *random forest* em imagens de alta resolução foi considerada quase perfeita, se mostrando adequada para esse tipo de floresta.

Entretanto, o algoritmo de classificação automatizada das imagens não foi eficiente para a classificação das copas de árvores e palmeiras dominantes, fato observado pela relação fraca entre a área classificada visualmente e a área obtida com a classificação automatizada, método o qual tendeu para uma subestimativa (Anexo 27). Isso pode ter ocorrido em função da heterogeneidade das copas dos indivíduos arbóreos, com muitas copas decíduas e semidecíduas na época em que foram realizados os sobrevoos com RPA. Provavelmente os resultados obtidos com o método de classificação computadorizada para essa classe temática seriam mais relevantes com imagens obtidas no período chuvoso, onde é esperado um número menor de copas decíduas e semidecíduas, em função da variação fenológica sazonal nesse tipo de floresta.

O algoritmo foi eficiente para a classificação do dossel de bambus, que é um padrão mais homogêneo em relação às copas de árvores e palmeiras dominantes. A área classificada como dossel de bambus foi inversamente proporcional ao número e biomassa de árvores vivas (Figura 20), uma vez que o dossel contínuo de bambus dificulta o estabelecimento de indivíduos dominantes (Anexo 28), causando um

aprisionamento da sucessão pela redução da taxa de crescimento e sobrevivência das árvores e palmeiras (Griscom & Ashton, 2003). Como consequência da maior fração de biomassa da floresta estar concentrada em árvores e palmeiras vivas (Figura 16), a área do dossel classificada como bambus foi capaz de explicar aproximadamente um terço da biomassa total da floresta (Figura 21).

É plausível que a classificação automatizada seja ainda mais eficiente com a coleta das imagens aéreas de alta resolução em diferentes fases de vida da população de bambus. Entretanto, esse método é limitado ao tempo relativo de crescimento dos colmos, que só podem ser devidamente detectados ao estarem bem estabelecidos no dossel da floresta. Aproximadamente aos 10 anos de idade, muitos colmos da população de *Guadua* spp. alcançam o dossel da floresta, se apoiando nas árvores em busca de luz. A partir de 15 anos após o estabelecimento inicial da população, a área do dossel ocupada por bambus pode ser detectada até mesmo por sensores orbitais (Nelson & Bianchini, 2005).

5.8 Modelos de regressão

Os modelos de regressão devem ser ajustados para a realidade de cada região de interesse, visando reduzir as possíveis fontes locais de variação e evitar os erros associados a generalizações de modelos que contemplam base de dados específicas de estudos de caso (Figueiredo *et al.*, 2016; Baker *et al.*, 2004; Crow & Schlaegel, 1988; Ferraz *et al.*, 2016).

5.8.1 Variáveis de campo

O Modelo 1 foi selecionado em função da medição direta das árvores vivas (DAP > 10 cm) e amostragem direta da biomassa de bambu (pesagem em campo). Esse modelo composto por três variáveis independentes e quatro parâmetros foi elaborado para situações de alta disponibilidade de recursos, considerando que a amostragem dessas

variáveis exige um maior tempo de trabalho em campo (esforço amostral). Entretanto, esse modelo foi considerado como sendo o de maior poder de explicação da biomassa da floresta ($R^2_{aj.} = 96,1\%$), sendo recomendado em situações onde se deseja uma elevada acurácia da estimativa.

O Modelo 2 também foi elaborado com a inclusão da área basal de árvores vivas, porém desconsidera a pesagem direta dos bambus e considera a densidade (colmos m^{-2}), sendo essa uma variável de mais fácil obtenção em campo. Os *ramets* de bambus ficam muito entrelaçados no dossel e a presença de espinhos nos colmos dificulta ainda mais o processo de corte e pesagem em campo. Dessa forma, a coleta de variáveis para aplicação desse modelo é facilitada em relação ao modelo anterior, mediante a uma redução no poder de explicação da biomassa da floresta ($R^2_{aj.} = 88,45\%$). Esse modelo é recomendado para situações onde ainda se deseja uma alta precisão da estimativa de biomassa da floresta em áreas com alta densidade de bambus ($>3000 \text{ colmos ha}^{-1}$), sendo que a pesagem direta pode ser um processo custoso frente aos métodos pré-estabelecidos.

Os Modelos 3 e 4 foram elaborados sem a medição direta das árvores, sendo que o Modelo 3 inclui a pesagem direta dos bambus e o Modelo 4 considera apenas a densidade (colmos m^{-2}). Ambos os modelos foram criados para situações onde o bambu ocorre de forma muito adensada na floresta, e o simples caminhar no sub-bosque pode ser bastante dificultado.

Seguindo o método proposto para a pesagem direta dos bambus em campo, o Modelo 3 revelou um coeficiente de determinação de 58,6%. Esse modelo conta com a inclusão do número de palmeiras vivas que embora não tenha se mostrado significativa no modelo ($p = 0,08$), apresenta um valor bem próximo ao considerado adequado ($p < 0,05$) e aumenta expressivamente o poder de explicação do modelo, fato que justificou a

sua inclusão como variável preditora do modelo. O Modelo 4 desconsidera essa variável e apresenta um coeficiente de determinação igual a 54%.

Os Modelos 5, 6 e 7 foram elaborados sem a medição direta de árvores e sem a pesagem direta dos bambus. Sendo considerados ideais para situações de pouca disponibilidade de recursos para a coleta de dados, esses modelos apresentam coeficientes de determinação equivalentes a 48,2%, 44,2% e 43,9%, respectivamente. Apesar dos Modelos 5 e 6 serem considerados adequados ($\Delta AIC \leq 2$) para a estimativa da biomassa da floresta, ambos possuem variáveis explicativas não significativas, fato pelo qual recomendamos a utilização do Modelo 7.

5.8.2 Variáveis obtidas com RPA

Os Modelos 8 e 9 foram elaborados a partir da classificação visual das imagens obtidas em sobrevoos com RPA. Embora o poder de explicação desses modelos seja inferior aos modelos compostos por variáveis de campo, essa abordagem consiste em um método sistemático, replicável e relativamente simples.

Apesar dos dois modelos serem considerados adequados pelo critério ΔAIC , observamos que a variável VTN não apresenta significância no Modelo 9 ($p = 0,2$) e o poder de explicação do modelo ($R^2_{ajustado}$) não justifica a inclusão dessa variável. Por essas razões, recomendamos a aplicação do Modelo 8 para a estimativa de biomassa da floresta em função de variáveis obtidas de imagens aéreas com classificação por interpretação visual.

O método de classificação automatizada possibilitou a criação dos Modelos 10, 11 e 12. Permitindo uma amostragem rápida da estrutura da floresta, esse método é recomendado quando existe interesse de estimar a biomassa para extensas áreas, as quais seriam inviáveis para aplicação do método de a classificação por interpretação visual.

Embora os três modelos tenham sido considerados adequados pelo critério Δ AIC, observamos que a variável VTN não foi significativa no Modelo 11 ($p = 0,2$) e a variável H.MIN não foi significativa no Modelo 12 ($p = 0,3$). Dessa forma, indicamos o Modelo 10 para a estimativa de biomassa da floresta por meio de variáveis obtidas de imagens aéreas com classificação automatizada.

Vale lembrar que a classificação computadorizada pode ser ainda mais robusta com um maior número de imagens aéreas de alta resolução para o treinamento do algoritmo classificador, refinando os modelos propostos no atual estudo.

A heterogeneidade do dossel em função da época de coleta dos dados pode ter influenciado na classificação automatizada das imagens, sendo provável uma maior acurácia desse método mediante a coleta de dados na estação chuvosa, onde há um número reduzido de copas decíduas e semidecíduas na floresta.

5.9 Biomassa da floresta e estoque de carbono

Como a floresta amazônica apresenta uma grande heterogeneidade estrutural e florística, é esperada uma alta variabilidade na estimativa de biomassa da floresta, mesmo para estimativas realizadas em uma mesma fitofisionomia (Houghton, 1994; Martinelli *et al.*, 1994; Graça *et al.*, 1999).

Os valores de biomassa seca acima do solo obtido no tratamento controle (249,1 Mg ha⁻¹), tratamento de impacto intermediário (191,8 Mg ha⁻¹) e tratamento de maior impacto (177,2 Mg ha⁻¹) foram convertido em valores de estoque de carbono equivalentes e 124,6 Mg ha⁻¹, 93,7 Mg ha⁻¹ e 88,9 Mg ha⁻¹, respectivamente. Quando utilizamos o fator de correção de densidade da madeira para árvores e palmeiras vivas, observamos diferença significativa ($p = 0,045$) entre o tratamento controle e os demais tratamentos (tabela 20.1).

Embora as florestas do sudoeste da Amazônia apresentem uma alta produtividade (Baker *et al.*, 2004; Quesada *et al.*, 2010), os valores de biomassa podem ser considerados baixos em relação aos valores observados em outras partes da Amazônia (Nogueira *et al.*, 2015), sugerindo um menor tempo de residência do carbono.

O legado deixado pelos impactos associados a essas florestas puderam ser observados mesmo em um período superior a 10 anos após distúrbio. A biomassa de árvores vivas do tratamento controle foi maior do que a biomassa total acima do solo encontrada nos demais tratamentos.

A diferença entre o carbono estocado em 1 ha do tratamento controle e do tratamento de maior impacto foi de 35,7 Mg ha⁻¹, valor equivalente a emissão por consumo de bens e serviços de aproximadamente 12 brasileiros, 16 peruanos ou 21 bolivianos no ano de 2014 (Le Quéré *et al.*, 2015).

5.10 Políticas públicas

Considerando os últimos 33 anos (desde 1984), os anos de 2005, 2010 e 2016 revelaram as maiores frequências e intensidades de incêndios florestais no Estado do Acre, indicando uma provável relação desses fenômenos com os efeitos do dipolo do atlântico (2005 e 2010) e El Niño (2016) associados às atividades antrópicas, que são determinantes para sua ocorrência (Silva, 2017).

Pelo menos 46% da área total de floresta impactada por incêndios florestais está situada dentro de projetos de assentamento do INCRA e pelo menos 15% dentro de unidades de conservação criadas pelo governo, locais onde teoricamente deveria existir uma baixa pressão humana sobre a composição da paisagem (Silva, 2017).

Uma vez que essas florestas são degradadas por incêndios e/ou exploração madeireira, sua vulnerabilidade aumenta frente à reincidência de novos incêndios florestais (Veldman *et al.*, 2009; Smith & Nelson, 2011). Entretanto, os incêndios

florestais ainda não são tratados com a devida importância nas discussões políticas de valoração dos serviços ambientais oferecidos pelas florestas e não são considerados nem mesmo nos modelos de previsões climáticas mais pessimistas (Pachauri *et al.*, 2014).

Desde o início do ano 2000, o Estado do Acre vem investindo em políticas públicas ambientais. Muitos estudos apontam que as florestas abertas dominadas por bambus apresentam árvores com baixo volume de madeira e área basal (Larpkern *et al.*, 2011; D'Oliveira *et al.*, 2013), sendo que a exploração madeireira dos indivíduos de maior porte amplia a abertura do dossel contribuindo com o aumento da dominância e expansão da área de ocorrência do bambu (Veldman & Putz, 2011; Smith & Nelson, 2011), além do incremento do risco de incêndios florestais (Rockwell *et al.*, 2011).

A diminuição da biomassa aérea e da diversidade florística da floresta frente aos cenários de alta dominância de bambus (Nelson *et al.*, 2001; Nogueira *et al.*, 2008; Lima *et al.*, 2012) desagradam tanto aos grandes proprietários que visam lucro baseado na alta produção de madeira da floresta, quanto as comunidades locais que, muitas vezes, dependem de produtos florestais não madeireiros.

Um primeiro passo no sentido de reduzir os efeitos da degradação nessas florestas seria a redução do volume de madeira por hectare permitido para colheita no manejo florestal, com uma fiscalização rigorosa. É muito comum áreas de florestas próximas a pastos pegarem fogo “acidentalmente” após um cenário de alta dominância de bambus, e isso pode ser constatado dentre pequenas e grandes propriedades da região, bem como em assentamentos rurais e até mesmo unidades de conservação. O fato é que a perda de valor econômico da floresta em pé não compensa a sua manutenção pelos produtores locais, levando ao desmatamento “acidental”.

Outro importante passo que pode também ser visto como uma oportunidade para o Brasil consiste no desenvolvimento de tecnologia para a utilização e aproveitamento

econômico do bambu nessa região. Isso garantiria abundância de matéria-prima e exclusividade de produção para o País, além de aliviar a pressão atual dos bambus sobre as árvores da floresta.

Apesar das limitações naturais do *Guadua weberbaueri* para uso estrutural em construções, muitas formas alternativas de aproveitamento de bambus vêm sendo estudadas nos últimos anos. Tais formas de aproveitamento incluem artesanatos, confecção de móveis a partir de particulados (i.e. MDF – *Medium-Density fiberboard*) e até mesmo usos alimentícios como em muitos países da Ásia, onde os brotos de bambus são considerados importante alimento diário (Liese & Kohl, 2015).

6. CONCLUSÃO

As principais consequências relacionadas a distúrbios causados nas florestas abertas dominadas por bambus estão associadas principalmente a reduções na densidade arbórea, área basal e diversidade florística. Houve uma tendência de decréscimo no estoque de carbono acima do solo mediante ao incremento do nível de impacto, sendo que os valores de biomassa de *Guadua* spp. não diferiram significativamente entre os tratamentos estudados.

Frente às dificuldades encontradas na amostragem de campo, é recomendado sempre que possível a utilização de ferramentas que permitam um rápido acesso a estrutura dessas florestas. Variáveis obtidas das imagens de alta resolução por meio de sobrevoos com aeronaves remotamente pilotáveis (RPA) e o método proposto de classificação automatizada se mostraram eficientes na estimativa de biomassa da floresta a partir de modelos de regressão.

Os efeitos dos bambus sobre a distribuição das espécies nas comunidades estão principalmente associados ao espaço disponível e incidência de luz. A densidade de bambus (colmos m⁻²) foi importante para o direcionamento da distribuição de espécies

em florestas sem impactos conhecidos e aquelas impactadas por incêndio florestal. As espécies pertencentes a florestas que sofreram exploração madeireira após o incêndio florestal tiveram a distribuição direcionada pela área do dossel ocupada por bambus (m²).

Dado que as previsões apontam para eventos de secas mais extensas e frequentes, existe uma grande chance de aumento da ocorrência de incêndios florestais no Acre. Considerando que as ações antrópicas são as principais fontes conhecidas de incêndios florestais, um maior controle das fontes de ignição com uma fiscalização rigorosa é essencial na contenção de perda do estoque de carbono e biodiversidade dessas florestas.

Como as perdas ecológicas e estruturais não compensam a exploração das florestas abertas dominadas por bambus no sudoeste da Amazônia, o processo exploratório deveria preocupar a todos aqueles que se importam com produtividade e biodiversidade, embora estes sejam frequentemente públicos distintos.

7. REFERENCIAS

- Acre, Governo do Estado (2000). Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. *Zoneamento ecológico-econômico do Acre Fase II: documento síntese–Escala, 1*(250.000).
- Addink, E. A., Van Coillie, F. M. & De Jong, S. M. (2012). Introduction to the GEOBIA 2010 special issue: From pixels to geographic objects in remote sensing image analysis. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 15, p. 1-6.
- Anderson, K. & Gaston, K. J. (2013). Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(3), p. 138-146.
- Araujo-Murakami, A., Parada, A. G., Terán, J. J., Baker, T. R., Feldpausch, T. R., Phillips, O. L. & Brienen, R. J. (2011). Necromasa de los bosques de Madre de Dios, Perú: una comparación entre bosques de tierra firme y de bajíos. *Revista Peruana de Biología*, 18(1), p. 113-118.
- Baker, T. R., Phillips, O. L., Malhi, Y., Almeida, S., Arroyo, L., Di Fiore, A. & Lewis, S. L. (2004). Variation in wood density determines spatial patterns in Amazonian forest biomass. *Global Change Biology*, 10(5), p. 545-562.
- Banik, R. L. (2015). Bamboo silviculture. In *Bamboo and its Uses*. Springer International Publishing, Hamburg, Alemanha, (pp. 113-174).
- Barlow, J., Peres, C. A., Lagan, B. O. & Haugaasen, T. (2003). Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecology Letters*, 6(1), p. 6-8.
- Barlow, J. & Peres, C. A. (2006). Consequences of fire disturbance for ecosystem structure and biodiversity in Amazonian forests. *Emerging Threats to Tropical Forests*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 225-240.
- Barlow, J., Silveira, J. M., Mestre, L. A., Andrade, R. B., D'Andrea, G. C., Louzada, J., Vaz-de-Melo, F. Z., Numata, I., Lacau, S. & Cochrane, M. A. (2012). Wildfires in bamboo-dominated Amazonian forest: impacts on aboveground biomass and biodiversity. *PLoS One*, 7(3), e33373.
- Brando, P. M., Nepstad, D. C., Balch, J. K., Bolker, B., Christman, M. C., Coe, M. & Putz, F. E. (2012). Fire-induced tree mortality in a neotropical forest: the roles of bark traits, tree size, wood density and fire behavior. *Global Change Biology*, 18(2), p. 630-641.
- Brandtberg, T. (2002). Individual tree-based species classification in high spatial resolution aerial images of forests using fuzzy sets. *Fuzzy Sets and Systems*, 132(3), p. 371-387.
- Brasil, IBGE. (2015). Censo demográfico, 2010. *Acesso em 13/10/2016*.

- Brown, I. F., Martinelli, L. A., Thomas, W. W., Moreira, M. Z., Ferreira, C. C. & Victoria, R. A. (1995). Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: an example from Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 75(1), p. 175-189.
- Brown, S. (1997). Estimating biomass and biomass change of tropical forests: *A primer*, FAO Forestry Paper, 134, Roma, Italia.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods & Research*, 33(2), p. 261-304.
- Calcagno, V. & de Mazancourt, C. (2010). glmulti: an R package for easy automated model selection with (generalized) linear models. *Journal of Statistical Software*, 34(12), p. 1-29.
- Chambers, J. Q., Higuchi, N., Schimel, J. P., Ferreira, L. V. & Melack, J. M. (2000). Decomposition and carbon cycling of dead trees in tropical forests of the central Amazon. *Oecologia*, 122(3), p. 380-388.
- Chave, J., Muller-Landau, H. C., Baker, T. R., Easdale, T. A., Steege, H. T., & Webb, C. O. (2006). Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. *Ecological applications*, 16(6), p. 2356-2367.
- Chao, K. J., Phillips, O. L., Gloor, E., Monteagudo, A., Torres-Lezama, A. & Martínez, R. V. (2008). Growth and wood density predict tree mortality in Amazon forests. *Journal of Ecology*, 96(2), p. 281-292.
- Chao, K. J., Phillips, O. L., Baker, T. R., Peacock, J., Lopez-Gonzalez, G., Vásquez Martínez, R. & Torres-Lezama, A. (2009). After trees die quantities and determinants of necromass across Amazonia. *Biogeosciences*, 6(8), p. 1615-1626.
- Cochrane, M. A. & Schulze, M. D. (1999). Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica*, 31(1), p. 2-16.
- Cohen, J. (1968). Weighted kappa: Nominal scale agreement provision for scaled disagreement or partial credit. *Psychological Bulletin*, 70(4), p. 213.
- Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 345(1311), p. 101-118.
- Crow, T. R. & Schlaegel, B. E. (1988). A guide to using regression equations for estimating tree biomass. *Northern Journal of Applied Forestry*, 5(1), p. 15-22.
- D'Oliveira, M. V. N., Ribas, L., Oliveira, L. C., Neves, J. C. & FUNTAC. (2004). Study on forest dynamics of managed and non-managed forest for sustainable timber production in the Antimary State forest, State of Acre. *Sustainable Forest Management in the Brazilian Amazon, Rio Branco, Acre, Brazil*, p. 67-76.
- D'Oliveira, M. V., Guarino, E. D. S., Oliveira, L. C., Ribas, L. A. & Acuña, M. H. (2013). Can forest management be sustainable in a bamboo-dominated forest? A 12-year study of forest dynamics in western Amazon. *Forest Ecology and Management*, 310, p. 672-679.

- de Carvalho, A. L., Nelson, B. W., Bianchini, M. C., Plagnol, D., Kuplich, T. M., & Daly, D. C. (2013). Bamboo-dominated forests of the southwest Amazon: detection, spatial extent, life cycle length and flowering waves. *PloS one*, 8(1), p. e54852.
- Delaney, M., Brown, S., Lugo, A. E., Torres-Lezama, A. & Quintero, N. B. (1998). The quantity and turnover of dead wood in permanent forest plots in six life zones of Venezuela. *Biotropica*, 30(1), p. 2-11.
- Fearnside, P. M. (1990). Fire in the tropical rain forest of the Amazon basin. *Fire in the tropical biota: Ecosystem processes and global challenges*, 84, Springer, Heidenberg, Alemanha. p. 106-116.
- Fearnside, P. M. (1992). Forest biomass in Brazilian Amazonia: comments on the estimate by Brown and Lugo. *Interciência*, 17, p. 19-27.
- Ferraz, A., Saatchi, S., Mallet, C. & Meyer, V. (2016). Lidar detection of individual tree size in tropical forests. *Remote Sensing of Environment*, 183, p. 318-333.
- Ferreira, E. J. L. (2014). O bambu é um desafio para a conservação e o manejo de florestas no sudoeste da Amazônia. *Ciência e Cultura*, 66(3), p. 46-51.
- Figueiredo, E. O., d'Oliveira M. V. N., Braz E., Papa D. A. & Fearnside P. M. (2016) LIDAR-based estimation of bole biomass for precision management of an Amazonian forest: Comparisons of ground-based and remotely sensed estimates. *Remote Sensing of Environment*, 187, p. 281-293. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2016.10.026>.
- Fisher, J. I., Hurtt, G. C., Thomas, R. Q. & Chambers, J. Q. (2008). Clustered disturbances lead to bias in large-scale estimates based on forest sample plots. *Ecology Letters*, 11(6), p. 554-563.
- Fisher, R. A., Corbet, A. S., & Williams, C. B. (1943). The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. *The Journal of Animal Ecology*, 12(1), p. 42-58.
- Francisco, N.C. & de Almeida, C. (2012). Avaliação de desempenho de atributos estatísticos e texturais em uma classificação de cobertura da terra baseada em objeto. *Boletim de Ciências Geodésicas*, 18(2), p. 302-326.
- Gauch, H. G. (1982). *Multivariate analysis in community ecology* (No. 1). Cambridge University Press, New York, USA.
- Goodman, R. C., Phillips, O. L., del Castillo Torres, D., Freitas, L., Cortese, S. T., Monteagudo, A. & Baker, T. R. (2013). Amazon palm biomass and allometry. *Forest Ecology and Management*, 310, p. 994-1004.
- Graça, M. L. d. A. P., Fearnside, P. M. & Cerri, C. C. (1999). Burning of Amazonian forest in Ariquemes, Rondônia, Brazil: biomass, charcoal formation and burning efficiency. *Forest ecology and Management*, 120(1-3), p. 179-191.
- Griscom, B. W. & Ashton, P. M. S. (2003). Bamboo control of forest succession: *Guadua sarcocarpa* in Southeastern Peru. *Forest Ecology and Management*, 175(1), p. 445-454.

- Griscom, B. W. & Ashton, P. M. S. (2006). A self-perpetuating bamboo disturbance cycle in a neotropical forest. *Journal of Tropical Ecology*, 22(5), p. 587-597.
- Hartley, H. O. (1950). The maximum F-ratio as a short-cut test for heterogeneity of variance. *Biometrika*, 37(3/4), p. 308-312.
- Houghton, R. A. (1994). As florestas e o ciclo de carbono global: armazenamento e emissões atuais. *Emissão x seqüestro de CO₂—uma nova oportunidade de negócios para o Brasil*, CVRD, Rio de Janeiro, Brasil, pp. 38-76.
- Hubbell, S. P. (2001). The unified neutral theory of species abundance and diversity. *Princeton University Press, Princeton, NJ. Hubbell, SP (2004) Quarterly Review of Biology*, 79, p. 96-97.
- IMAC - Instituto de meio ambiente do Acre (1991). Atlas geográfico ambiental do Acre. *Rio Branco: Secretaria de Meio Ambiente, 1*, Rio Branco, Brasil.
- Isagi, Y., Kawahara, T. & Kamo, K. (1993). Biomass and net production in a bamboo *Phyllostachys bambusoides* stand. *Ecological Research*, 8(2), p. 123-133.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88(10), p. 2427-2439.
- Keller, M., Palace, M., Asner, G. P., Pereira, R. & Silva, J. N. M. (2004). Coarse woody debris in undisturbed and logged forests in the eastern Brazilian Amazon. *Global Change Biology*, 10(5), p. 784-795.
- Koh, L. P. & Wich, S. A. (2012). Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. *Tropical Conservation Science*, 5(2), p. 121-132.
- Kruskal, J. B. (1964). Nonmetric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika*, 29(2), p. 115-129.
- Laliberte, A. S. & Rango, A. (2011). Image processing and classification procedures for analysis of sub-decimeter imagery acquired with an unmanned aircraft over arid rangelands. *GIScience & Remote Sensing*, 48(1), p. 4-23.
- Laliberte, A. S., Browning, D. M. & Rango, A. (2012). A comparison of three feature selection methods for object-based classification of sub-decimeter resolution UltraCam-L imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 15, p. 70-78.
- Landis, J. R. & Koch, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 33(1), p. 159-174.
- Larpkern, P., Moe, S. R. & Totland, Ø. (2011). Bamboo dominance reduces tree regeneration in a disturbed tropical forest. *Oecologia*, 165(1), p. 161-168.
- Le Quéré, C., Moriarty, R., Andrew, R. M., Peters, G. P., Ciais, P., Friedlingstein, P. & Boden, T. A. (2015). Global carbon budget 2014. *Earth System Science Data*, 7(1), p. 47-85.
- Lewis, S. L., Brando, P. M., Phillips, O. L., van der Heijden, G. M. & Nepstad, D. (2011). The 2010 amazon drought. *Science*, 331(6017), p. 554-554.

- Liese, W. & Köhl, M. (Eds.). (2015). *Bamboo: the plant and its uses*. Springer, Heidenberg, Alemanha.
- Lima, R. A., Rother, D. C., Muler, A. E., Lepsch, I. F. & Rodrigues, R. R. (2012). Bamboo overabundance alters forest structure and dynamics in the Atlantic Forest hotspot. *Biological Conservation*, 147(1), p. 32-39.
- Lu, D., Chen, Q., Wang, G., Liu, L., Li, G. & Moran, E. (2016). A survey of remote sensing-based aboveground biomass estimation methods in forest ecosystems. *International Journal of Digital Earth*, 9(1), p. 63-105.
- Magurran, A. E. (2004). Measuring biological diversity. *Blackwell*, Oxford, UK.
- Malhi, Y., Baker, T. R., Phillips, O. L., Almeida, S., Alvarez, E., Arroyo, L. & Killeen, T. J. (2004). The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. *Global Change Biology*, 10(5), p. 563-591.
- Marengo, J. A., Nobre, C. A., Tomasella, J., Oyama, M. D., Sampaio de Oliveira, G., De Oliveira, R., Camargo H., Alves, L. M. & Brown, I. F. (2008). The drought of Amazonia in 2005. *Journal of Climate*, 21(3), p. 495-516.
- Martinelli, L. A., Moreira, M. Z., Brown, I. F. & Victoria, R. L. (1994). Incertezas associadas às estimativas de biomassa em florestas tropicais: o exemplo de uma floresta situada no estado de Rondônia. *Anais do Seminário Emissão X Seqüestro de CO₂, Companhia Vale do Rio Doce*, Rio de Janeiro, pp. 197-221.
- Marvin, D. C., Asner, G. P., Knapp, D. E., Anderson, C. B., Martin, R. E., Sinca, F. & Tupayachi, R. (2014). Amazonian landscapes and the bias in field studies of forest structure and biomass. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 111(48), p. E5224-E5232.
- McCune, B., Grace, J. B. & Urban, D. L. (2002). Analysis of ecological communities. *MjM Software Design* (28), Oregon, USA, p. 172-178.
- Melo, A. S. (2008). O que ganhamos' confundindo'riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, 8(3), p. 21-27.
- Messinger, M., Asner, G. P. & Silman, M. (2016). Rapid assessments of Amazon forest structure and biomass using small-unmanned aerial systems. *Remote Sensing*, 8(8), p. 615.
- Minchin, P. R. (1987). An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. In *Prentice I.C., van der Maarel E. (eds). Theory and Models in Vegetation Science* (8), Springer, Dordrecht, Holanda, p. 89-107.
- Nascimento, H. E. & Laurance, W. F. (2006). Efeitos de área e de borda sobre a estrutura florestal em fragmentos de floresta de terra-firme após 13-17 anos de isolamento. *Acta Amazonica*, 36(2), p. 183-192.
- Navulur, K. (2006). *Multispectral image analysis using the object-oriented paradigm*. CRC press, Boca Raton, p. 165.

- Nelson, B. W., Oliveira, A. C. A., Batista, G. T., Vidalenc, D. & Silveira, M. (2001, April). Modeling biomass of forests in the southwest Amazon by polar ordination of Landsat TM. In *Proceedings, Tenth Brazilian Remote Sensing Symposium*. INPE, Foz de Iguaçu, Paraná, Brazil (pp. 1683-1690).
- Nelson, B. W. & Bianchini, M. C. (2005). Complete life cycle of southwest Amazon bamboos (*Guadua* spp) detected with orbital optical sensors. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. INPE, Goiânia, Brasil, (pp. 1629-1636).
- Nepstad, D. C., Verssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E. & Cochrane, M. (1999). Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire, *Nature*, 398(6727), p. 505-508.
- Nogueira, E. M. (2008). Densidade de Madeira E Alometria de Árvores em Florestas do Arco do Desmatamento: Implicações para biomassa e emissão de carbono a partir de mudanças de uso da terra na Amazônia brasileira, *Tese de doutorado*, INPA.
- Nogueira, E. M., Nelson, B. W., Fearnside, P. M., França, M. B. & de Oliveira, A. C. A. (2008a). Tree height in Brazil's 'arc of deforestation': shorter trees in south and southwest Amazonia imply lower biomass. *Forest Ecology and Management*, 255(7), p. 2963-2972.
- Nogueira, E. M., Fearnside, P. M., Nelson, B. W., Barbosa, R. I. & Keizer, E. W. H. (2008b). Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology and Management*, 256(11), p. 1853-1867.
- Nogueira, E. M., Fearnside, P. M. & Nelson, B. W. (2008c). Normalization of wood density in biomass estimates of Amazon forests. *Forest Ecology and Management*, 256(5), p. 990-996.
- Nogueira, E. M., Yanai, A. M., Fonseca, F. O., & Fearnside, P. M. (2015). Carbon stock loss from deforestation through 2013 in Brazilian Amazonia. *Global Change Biology*, 21(3), p. 1271-1292.
- Oliveira, A. C. A. (2000). Efeitos do Bambu *Guadua weberbaueri* Pilger sobre a Fisionomia e Estrutura de uma Floresta no Sudoeste da Amazônia. *Manaus: Inpa/UA*.
- Pachauri, R. K., Allen, M. R., Barros, V. R., Broome, J., Cramer, W., Christ, R. & Dubash, N. K. (2014). *Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, IPCC, p. 151.
- Phillips, O. L., Baker, T. R., Arroyo, L., Higuchi, N., Killeen, T. J., Laurance, W. F. & Neill, D. A. (2004). Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976–2001. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 359(1443), p. 381-407.
- Phillips, O. L., Lewis, S. L., Baker, T. R., Chao, K. J., & Higuchi, N. (2008). The changing Amazon forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 363(1498), p. 1819-1827.

- Pielou, E. C. E. C. (1975). Ecological diversity *Wiley Interscience*, 8, (No. 574.524018 P5), New York, USA, p. 165.
- Qiu, G. X., Shen, Y. K., Li, D. Y., Wang, Z. W., Huang, Q. M., Yang, D. D. & Gao, A. X. (1992). Bamboo in sub-tropical eastern China. *Primary Productivity of Grass Ecosystems of the Tropics and Sub-tropics*, p. 159-188.
- Quesada, C. A., Lloyd, J., Schwarz, M., Baker, T. R., Phillips, O. L., Patiño, S. S., Czimczik, C., Hodnett, M.G., Herrera, R., Arneeth, A., Lloyd, G, Malhi, Y., Dezzeo, N., Luizão, F.J., Santos, A.J.B., Schmerier, J., Arroyo, L., Silveira, M., Priante Filho, N., Jimenez, E.M., Paiva, R., Vieira, I., Neill, D.A., Silva, N., Peñuela, M.C., Monteagudo, A., Vásquez, R., Prieto, A., Rudas, A., Almeida, S., Higuchi, N., Lezama, A.T., López-González, G., Peacock, J., Fyllas, N.M., Alvarez Dávila, E., Erwin, T., di Fiore, A., Chao, K.J., Honorio, E., Killeen, T., Peña Cruz, A., Pitman, N., Núñez Vargas, P., Salomão, R., Terborgh, J., and Ramírez, H. (2009). Regional and large-scale patterns in Amazon forest structure and function are mediated by variations in soil physical and chemical properties. *Biogeosciences Discussion*, 6, p. 3993-4057.
- Quesada, C. A., Lloyd, J., Schwarz, M., Patiño, S., Baker, T. R., Czimczik, C. & Santos, A. J. (2010). Variations in chemical and physical properties of Amazon forest soils in relation to their genesis. *Biogeosciences*, 7(5), p. 1515-1541.
- Rice, A. H., Pyle, E. H., Saleska, S. R., Hutyrá, L., Palace, M., Keller, M., Camargo, P. B., Portilho, K., Marques D. F. & Wofsy, S. C. (2004). Carbon balance and vegetation dynamics in an old-growth Amazonian forest. *Ecological Applications*, 14(sp4), p. 55-71.
- Rockwell, C. A. (2011). Timber harvesting and post-logging silvicultural treatments in a bamboo-dominated tropical forest of southwestern Amazonia: enhancing smallholder livelihood options. *PhD dissertation, University of Florida, Gainesville, USA.*
- Rockwell, C. A., Kainer, K. A., d'Oliveira, M. V. N., Staudhammer, C. L. & Baraloto, C. (2014). Logging in bamboo-dominated forests in southwestern Amazonia: Caveats and opportunities for smallholder forest management. *Forest Ecology and Management*, 315, p. 202-210.
- Shapiro, S. S. & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3/4), p. 591-611.
- Silva, L. F. S. G., de Castilho, C. V., de Oliveira Cavalcante, C., Pimentel, T. P., Fearnside, P. M. & Barbosa, R. I. (2016). Production and stock of coarse woody debris across a hydro-edaphic gradient of oligotrophic forests in the northern Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, 364, p. 1-9.
- Silva, S. S. D. (2017). Dinâmica dos incêndios florestais no estado do Acre. *Tese de doutorado, CFT / INPA, Manaus, Brasil.*
- Silveira, M. (2005). A floresta aberta com bambu no sudoeste da Amazônia: padrões e processos em múltiplas escalas, *Edufac*, 10, *Tese de Doutorado*, Universidade de Brasília.

- Smith, M. & Nelson, B. W. (2011). Fire favours expansion of bamboo-dominated forests in the south-west Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 27(1), p. 59-64.
- Snavely, N., Seitz, S. M., & Szeliski, R. (2008). Modeling the world from internet photo collections. *International Journal of Computer Vision*, 80(2), p. 189-210.
- Soderstrom T. R. & Calderon C. E. (1979) Ecology and phytosociology of bamboo vegetation. In: Numata, M. (ed), *Ecology of grasslands and bambolands in the world*. Jena, Gustav Fischer Verlag, Hague, Holanda, pp. 224–236.
- Sombroek, W. (2001). Spatial and temporal patterns of Amazon rainfall: consequences for the planning of agricultural occupation and the protection of primary forests. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 30(7), p. 388-396.
- Ter Steege, H., Pitman, N. C., Sabatier, D., Baraloto, C., Salomão, R. P., Guevara, J. E., Phillips, O. L., Castilho, C. V., Magnusson, W. E., Molino, J. F., Monteagudo, A., Nunez Vargas, P., Carlos Montero, J., Feldpausch, T. R., Coronado, E. N. H., Killeen, T. J., Mostacedo, B., Vasquez, R., Assis, R. L., Terborgh, J.; Wittmann, F., Andrade, A., Laurance, W. F., Laurance, S. G. W., Marimon, B. S., Marimon, B.-H., Guimaraes Vieira, I. C., Amaral, I. L., Brienen, R., Castellanos, H., Cardenas Lopez, D., Duivenvoorden, J. F., Mogollon, H. F., de Almeida Matos, F. D., Davila, N., Garcia-Villacorta, R., Stevenson Diaz, P. R., Costa, F.; Emilio, T., Levis, C., Schiatti, J., Souza, P., Alonso, A., Dallmeier, F., Duque Montoya, A. J., Fernandez Piedade, M. T., Araujo-Murakami, A., Arroyo, L., Gribel, R., Fine, P. V. A., Peres, C. A., Toledo, M., Gerardo, A. A. C., Baker, T. R., Ceron, C., Engel, J., Henkel, T. W., Maas, P., Petronelli, P., Stropp, J., Eugene Zartman, C., Daly, D., Neill, D., Silveira, M., Rios Paredes, M., Chave, J., de Andrade Lima, D., Jorgensen, P.M., Fuentes, A., Schoengart, J., Cornejo Valverde, F., Di Fiore, A., Jimenez, E. M., Penuela Mora, M. C., Fernando Phillips, J., Rivas, G., van Andel, T. R., von Hildebrand, P., Hoffman, B., Zent, E.L., Malhi, Y., Prieto, A., Rudas, A., Ruschell, A.R., Silva, N., Vos, V., Zent, S., Oliveira, A.A., Cano Schutz, A., Gonzales, T., Nascimento, M. T., Ramirez-Angulo, H., Sierra, R., Tirado, M., Umana Medina, M. N., van der Heijden, G., Vela, C. I. A., Vilanova Torre, E., Vriesendorp, C., Wang, O., Young, K. R., Baider, C., Balslev, H., Ferreira, C., Mesones, I., Torres-Lezama, A., Urrego Giraldo, L. E., Zagt, R., Alexiades, M. N., Hernandez, L., Huamantupa-Chuquimaco, I., Milliken, W., Palacios Cuenca, W., Pauletto, D., Valderrama Sandoval, E., Valenzuela Gamarra, L., Dexter, K. G., Feeley, K., Gonzales, G. L. & Silman M. R. (2013). Hyperdominance in the Amazonian tree flora. *Science*, 342(6156), 1243092.
- The Plant List (2010). Version 1. Published on the Internet; <http://www.theplantlist.org/> (accessed 4st November. 2016).
- Theodorsson-Norheim, E. (1986). Kruskal-Wallis test: BASIC computer program to perform nonparametric one-way analysis of variance and multiple comparisons on ranks of several independent samples. *Computer Methods and Programs in Biomedicine*, 23(1), p. 57-62.
- Torezan, J. M. D. & Silveira, M. (2000). The biomass of bamboo (*Guadua weberbaueri* Pilger) in open forest of the southwestern Amazon. *Ecotropica*, 6(1), p. 71-76.

- Van Wagner, C. E. (1968). The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science*, 14(1), p. 20-26.
- Veldman, J. W., Mostacedo, B., Pena-Claros, M. & Putz, F. E. (2009). Selective logging and fire as drivers of alien grass invasion in a Bolivian tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 258(7), p. 1643-1649.
- Veldman, J. W. & Putz, F. E. (2011). Grass-dominated vegetation, not species-diverse natural savanna, replaces degraded tropical forests on the southern edge of the Amazon Basin. *Biological Conservation*, 144(5), p. 1419-1429.
- Wilsey, B. J., Chalcraft, D. R., Bowles, C. M. & Willig, M. R. (2005). Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. *Ecology*, 86(5), p. 1178-1184.
- Yavit, N. M. (2017). Allometric derivation and estimation of *Guadua weberbaueri* and *G. sarcocarpa* biomass in the Bamboo-Dominated Forests of SW Amazonia. *bioRxiv*, preprint: 129262.
- Zanne, A. E., Lopez-Gonzalez, G., Coomes, D. A., Ilic, J., Jansen, S., Lewis, S. L., Miller R. B., Swenson, N. G., Wiemann, M. C. & Chave, J. (2009). Global wood density database.

8. ANEXOS



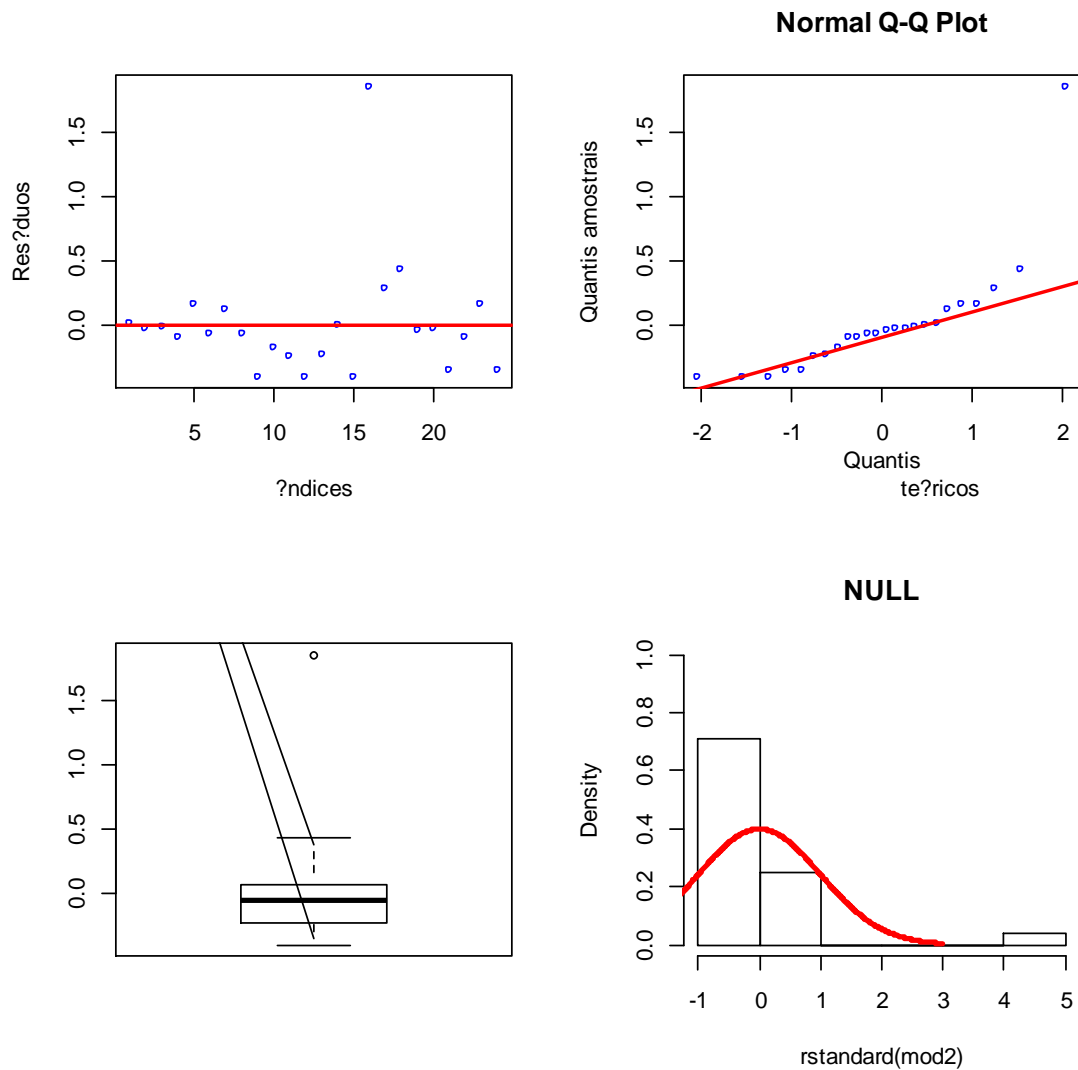
Anexo 1: Pontos utilizados para o refinamento do georreferenciamento das imagens aéreas (destacados em círculos vermelho).

Anexo 2: Definição das classes temáticas utilizadas na classificação das ortoimagens.

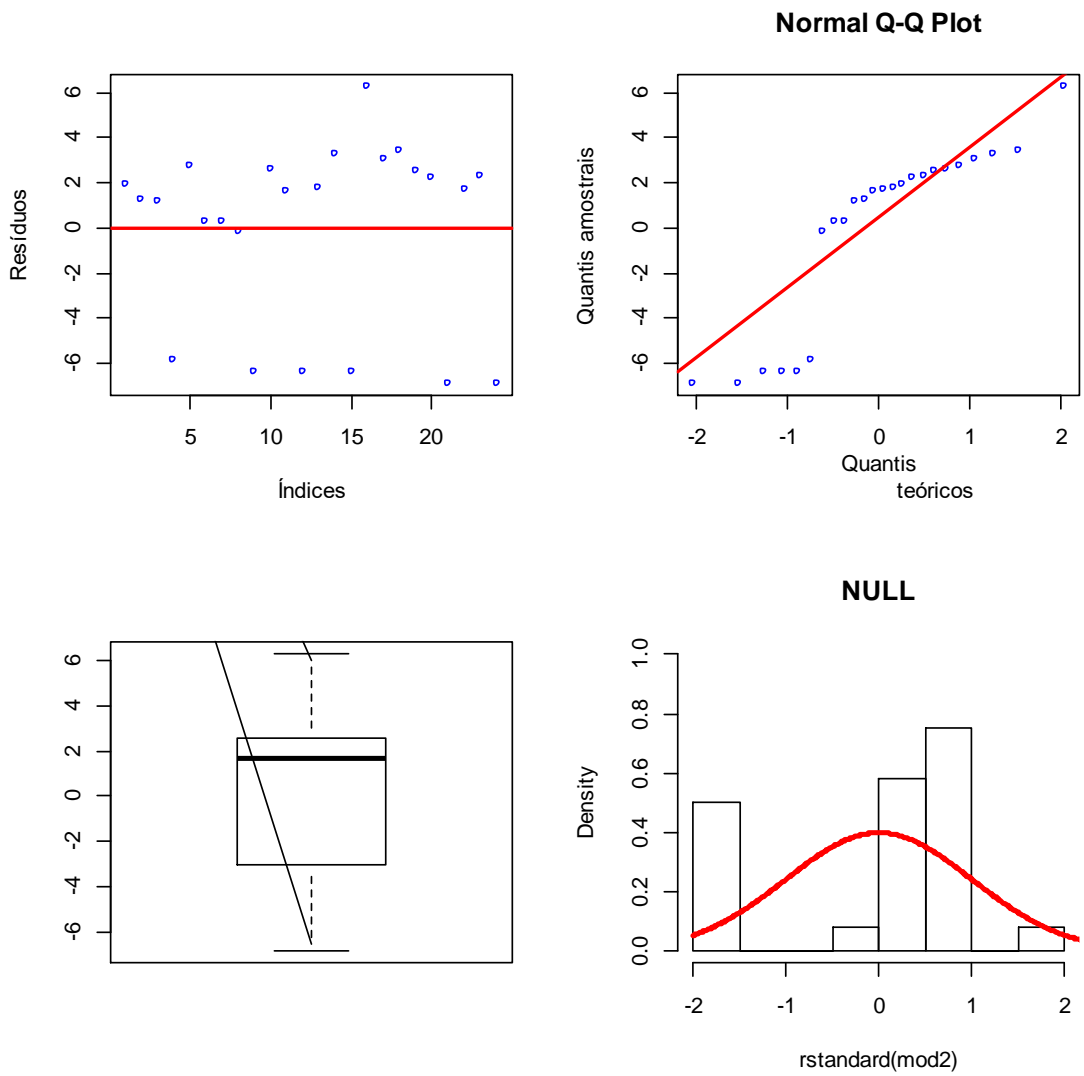
Classe temática de classificação	Definição
Copas de árvores e palmeiras	Árvores e palmeiras vivas com copas cobertas por folhas verdes
Dossel de bambu	Cobertura vegetal correspondente ao dossel formado por bambus
Vegetação não fotossintetizante	Galhos expostos sem atividade fotossintética
Sombra	Regiões sombreadas por árvores e palmeiras dominantes

Anexo 3: Termos associados a valores do coeficiente Kappa.

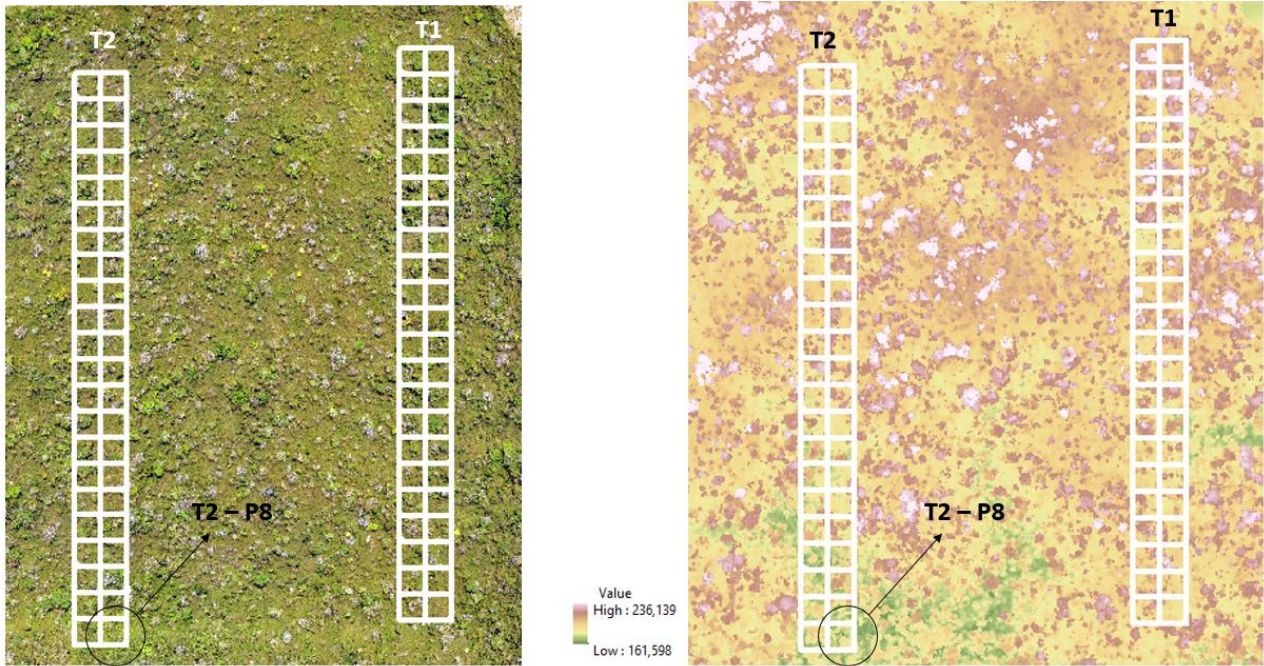
Valores de Kappa	Interpretação
<0	Ausência de concordância
0 – 0,19	Concordância mínima
0,2 – 0,39	Concordância leve
0,4 – 0,59	Concordância moderada
0,6 – 0,79	Concordância substantiva
0,8 – 1,0	Concordância quase perfeita



Anexo 4: Análise gráfica de resíduos para área basal (m²) de palmeiras vivas por hectare após transformação logarítmica.

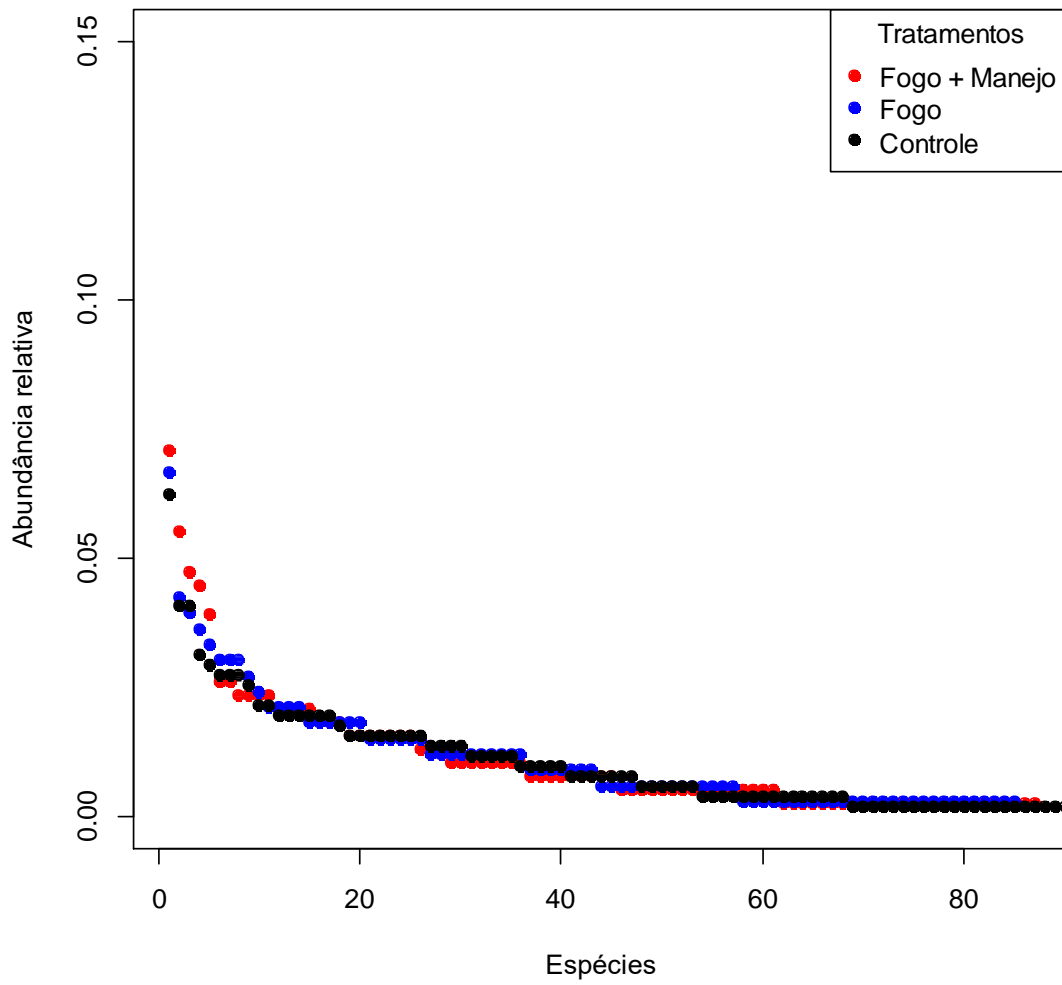


Anexo 5: Análise gráfica de resíduos para biomassa de palmeiras (Mg/ha), após transformação logarítmica.

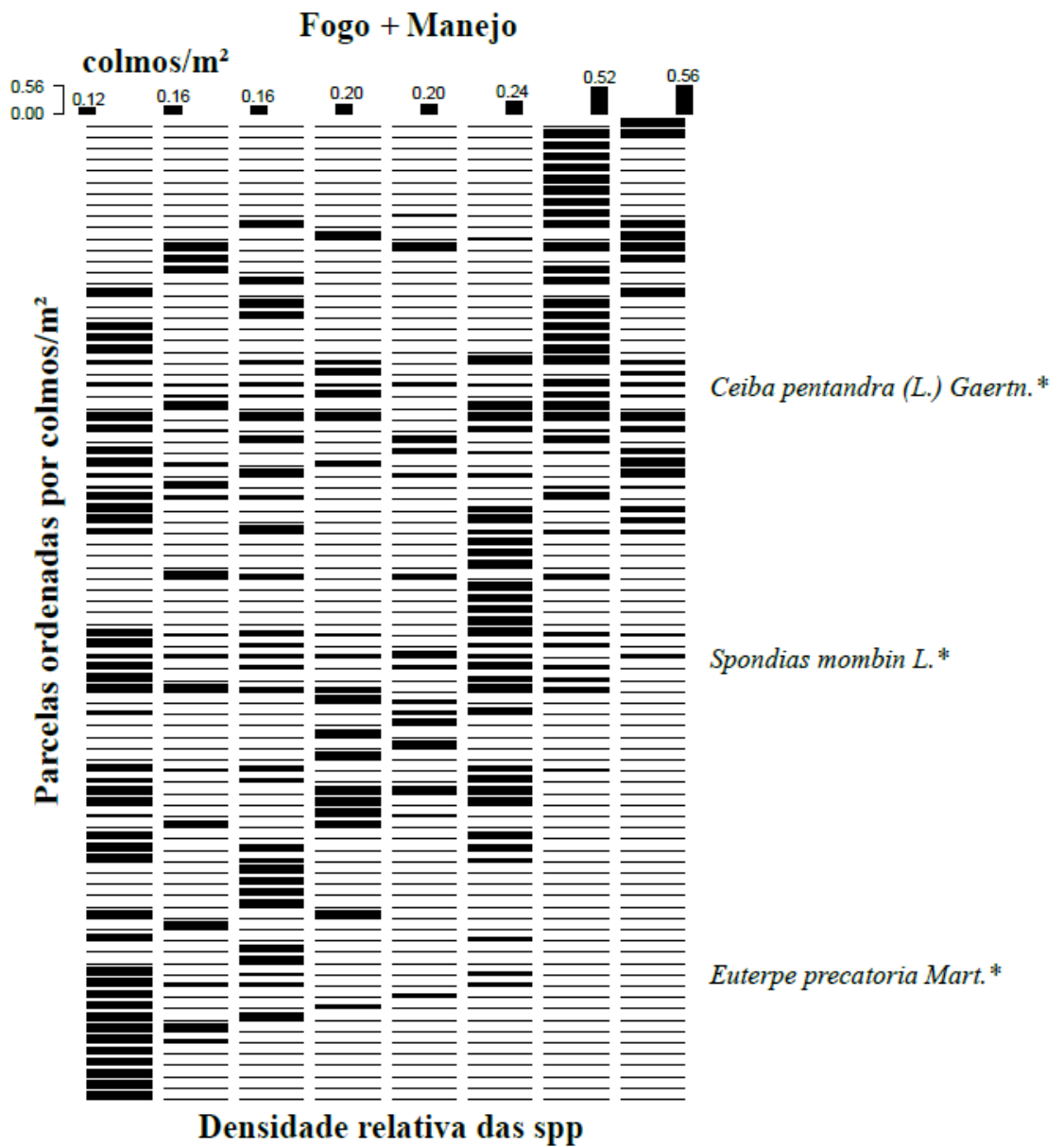


Anexo 6: Ortoimagem (esquerda) e Mapa Digital de Superfície – MDS (direita) dos tratamentos de maior impacto (T1) e impacto intermediário (T2). Parcela situada no baixo (T2-P8) destacada em preto.

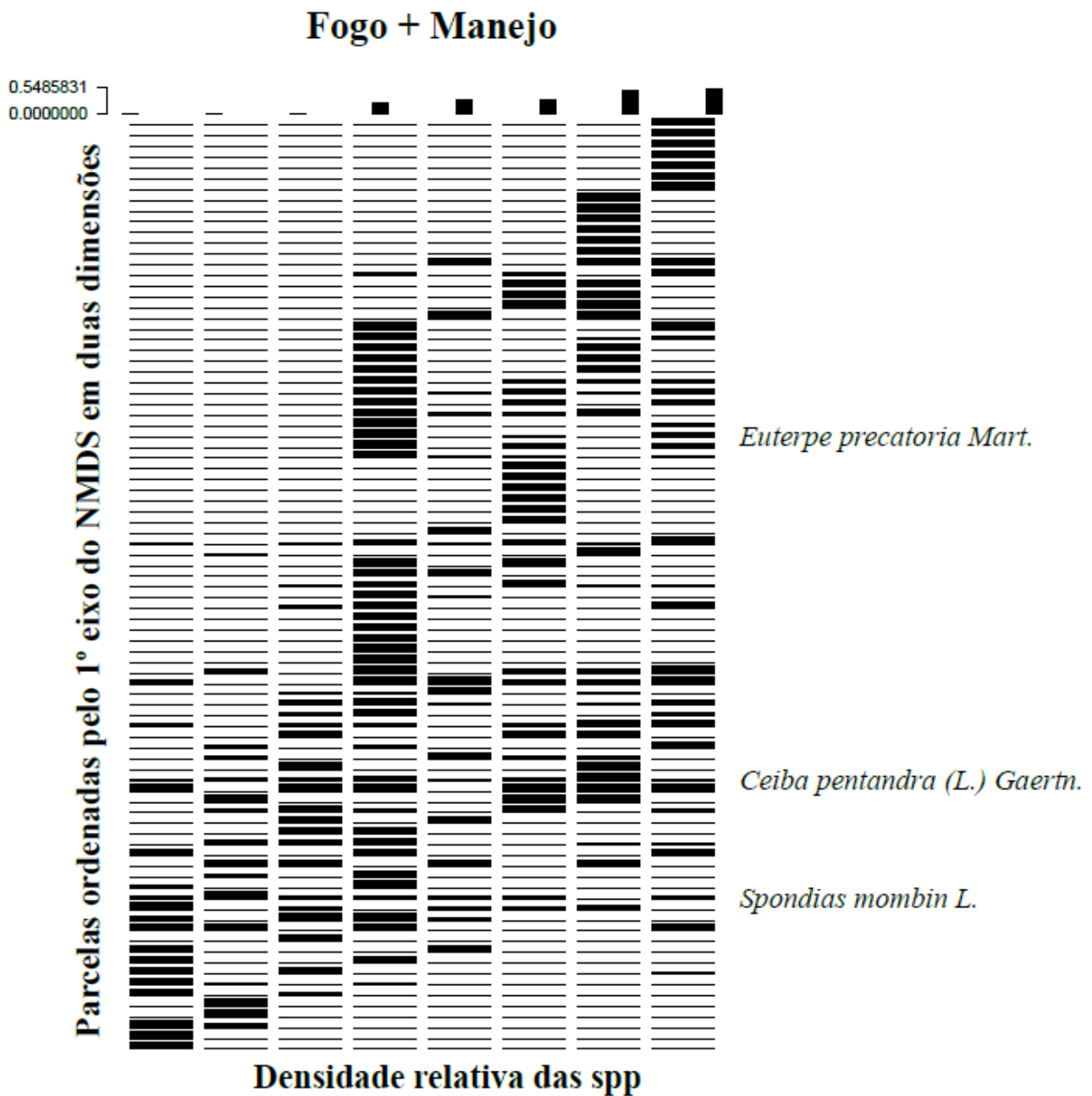
Ranking de abundâncias



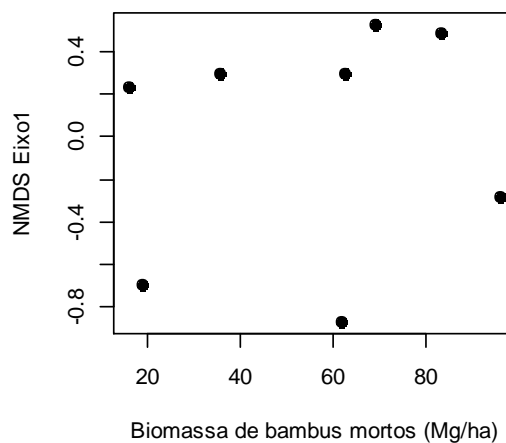
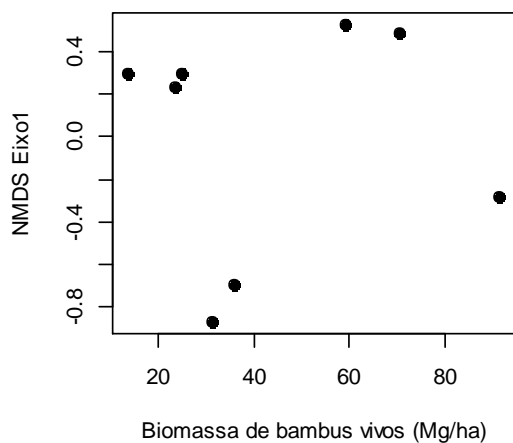
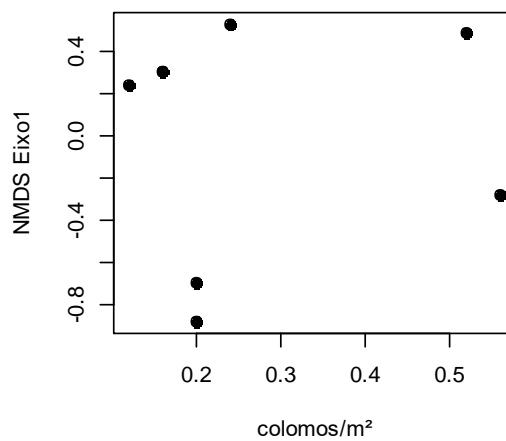
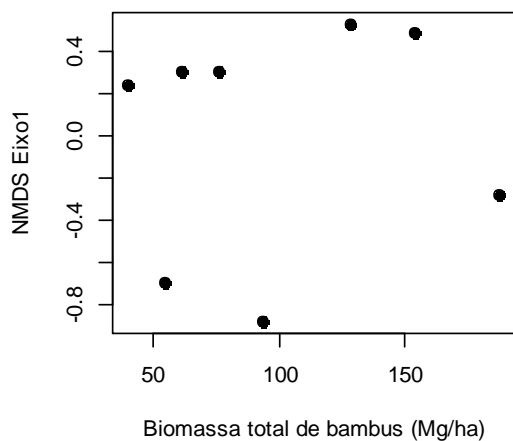
Anexo 7: Ranking de abundâncias de espécies para os tratamentos estudados.



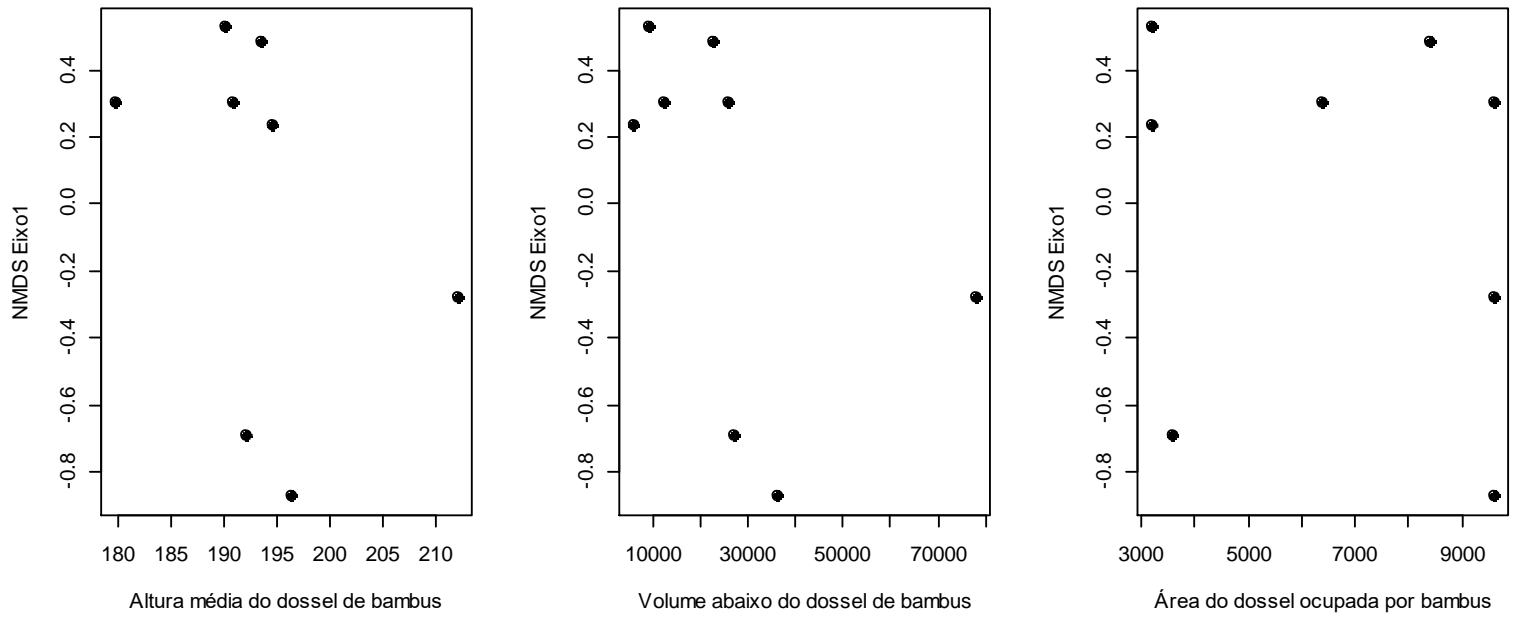
Anexo 8: Estruturação horizontal da comunidade a partir de método de ordenação direta, para o tratamento de maior impacto; * Espécies que se repetem entre as 20 mais abundantes por tratamentos.



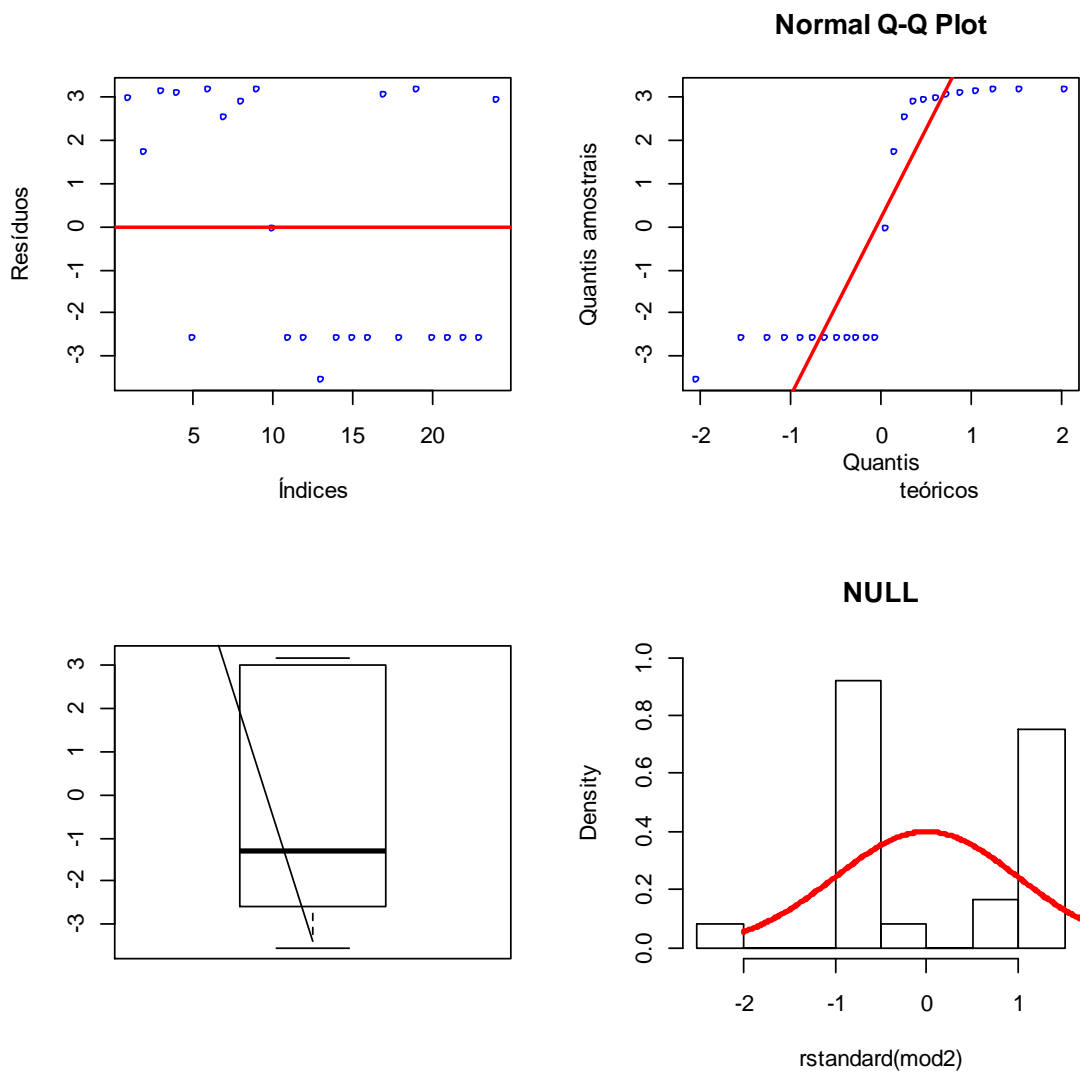
Anexo 9: Estrutura intrínseca da comunidade a partir de método de ordenação indireta com o primeiro eixo do NMDS em duas dimensões (stress = 7,8%), para o tratamento de maior impacto. As espécies destacadas se repetem entre as 20 mais abundantes por tratamento.



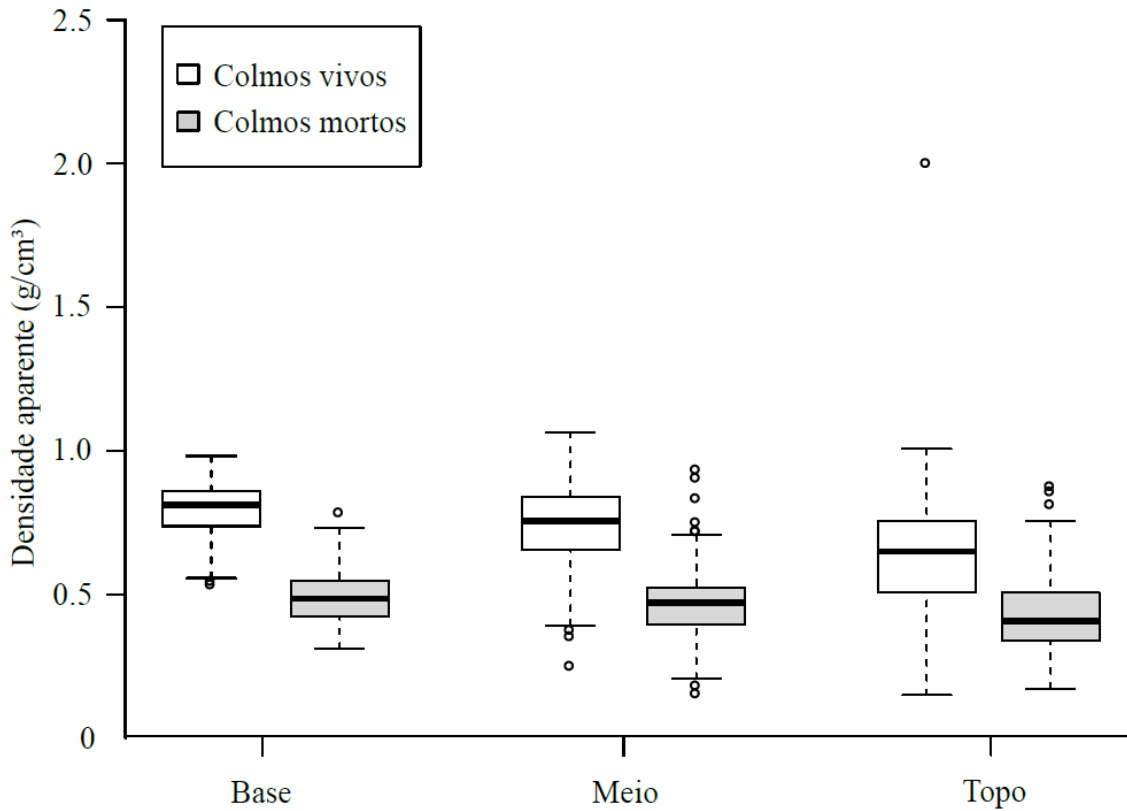
Anexo 10: Variáveis de campo plotadas em função do primeiro eixo da NMDS de duas dimensões.



Anexo 11: Variáveis obtidas com RPA plotadas em função do primeiro eixo da NMDS de duas dimensões.



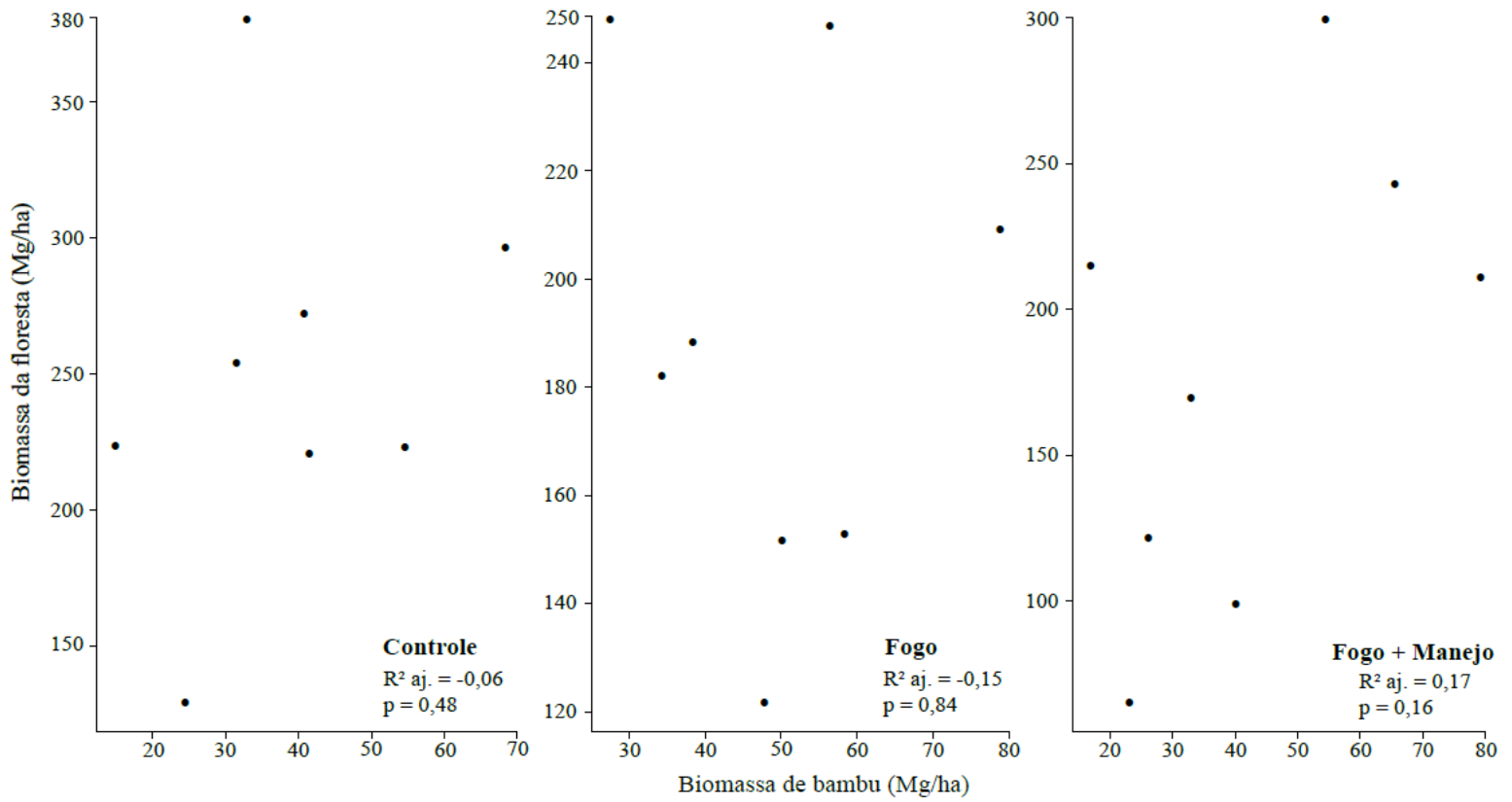
Anexo 12: Análise gráfica de resíduos para biomassa de árvores mortas em pé por hectare, após transformação logarítmica dos dados.



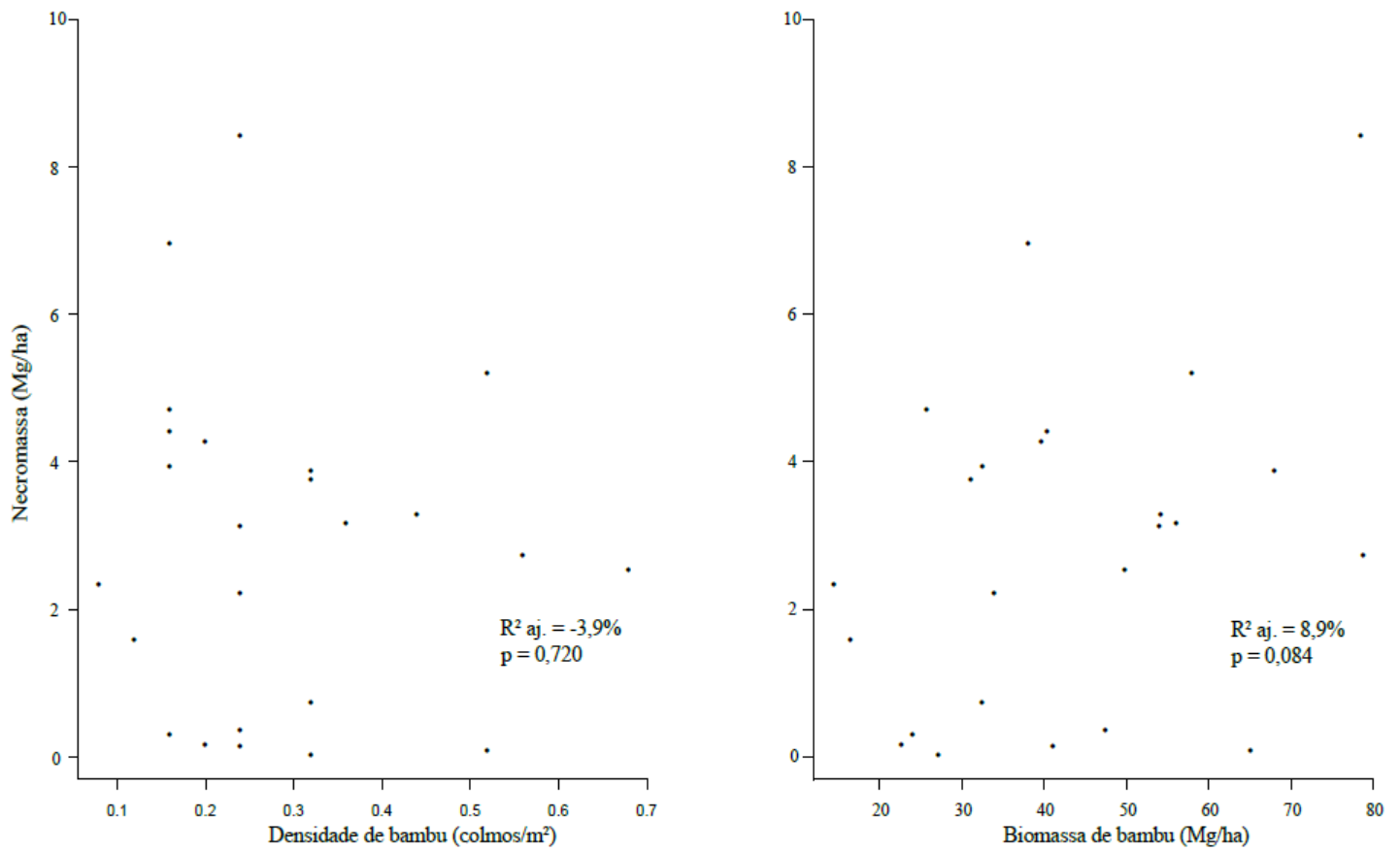
Anexo 13: Densidade aparente (g/cm^3) dos diferentes compartimentos de colmos amostrados em bambus vivos e mortos.



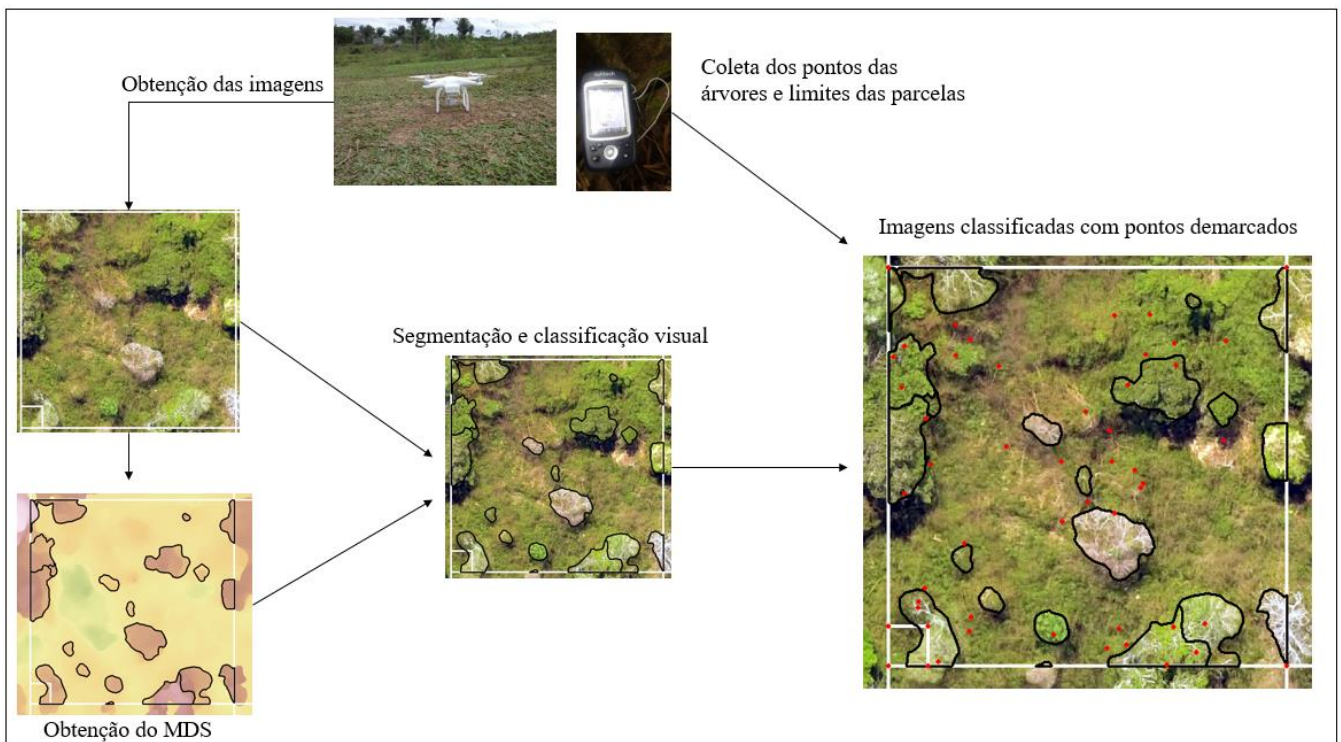
Anexo 14: Abundância de frutos e sementes de *Guadua* spp. observada em campo.



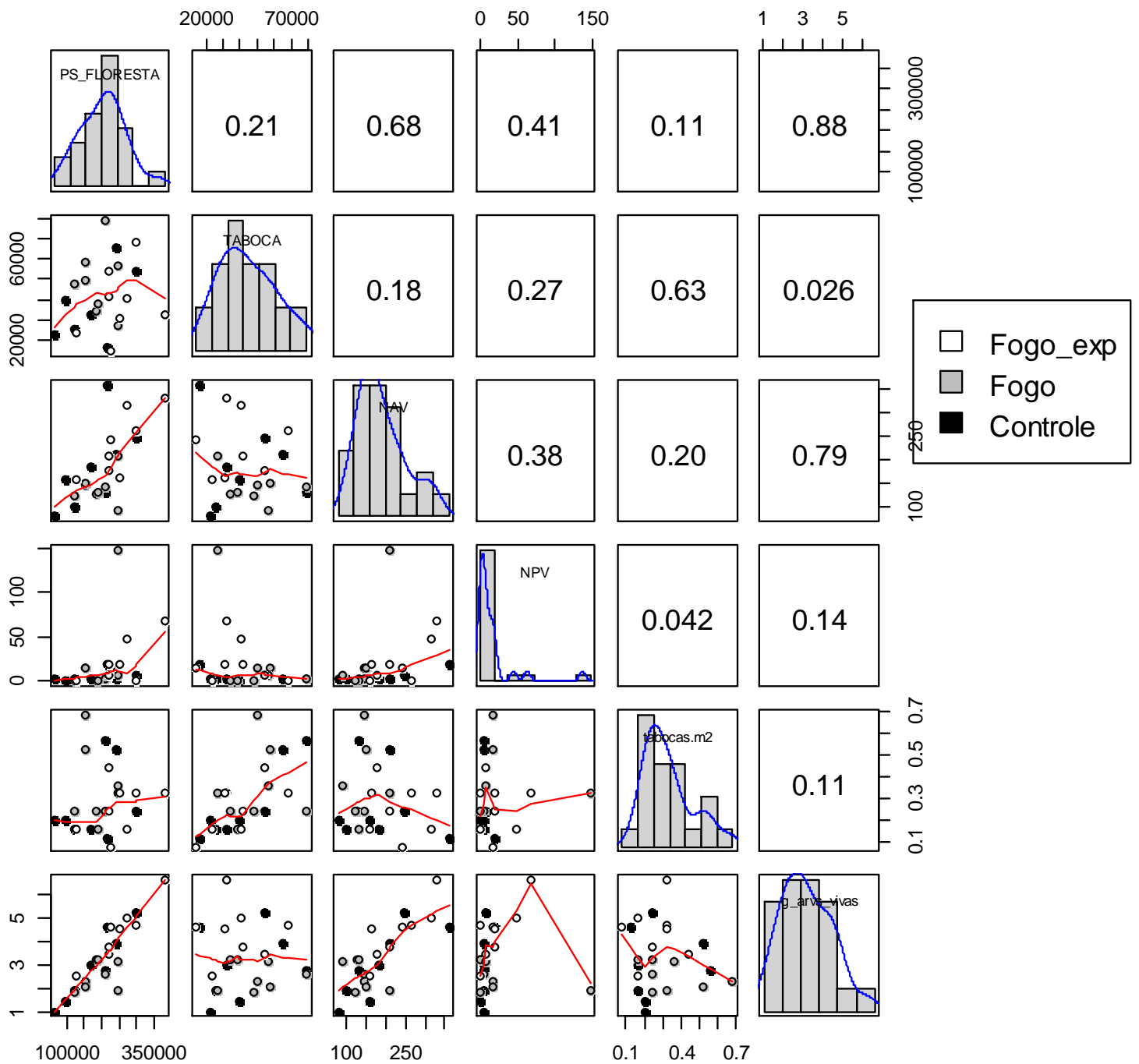
Anexo 15: Relação entre biomassa da floresta (Mg/ha) e biomassa do bambu (Mg/ha) nos diferentes tratamentos estudados.



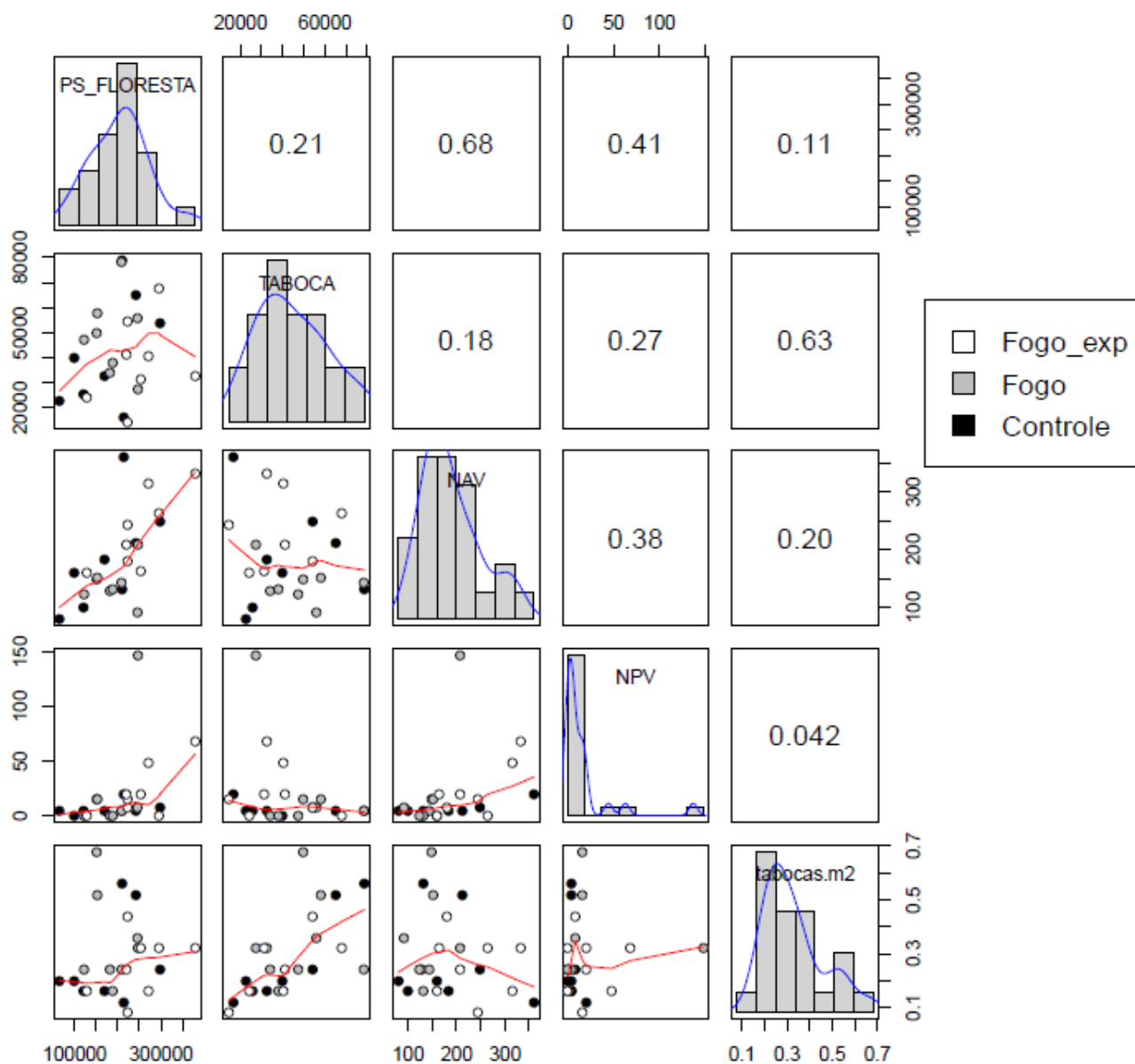
Anexo 16: Regressão linear entre necromassa da floresta com densidade de bambus (esquerda) e biomassa de bambus (direita) para todas as unidades amostrais do estudo.



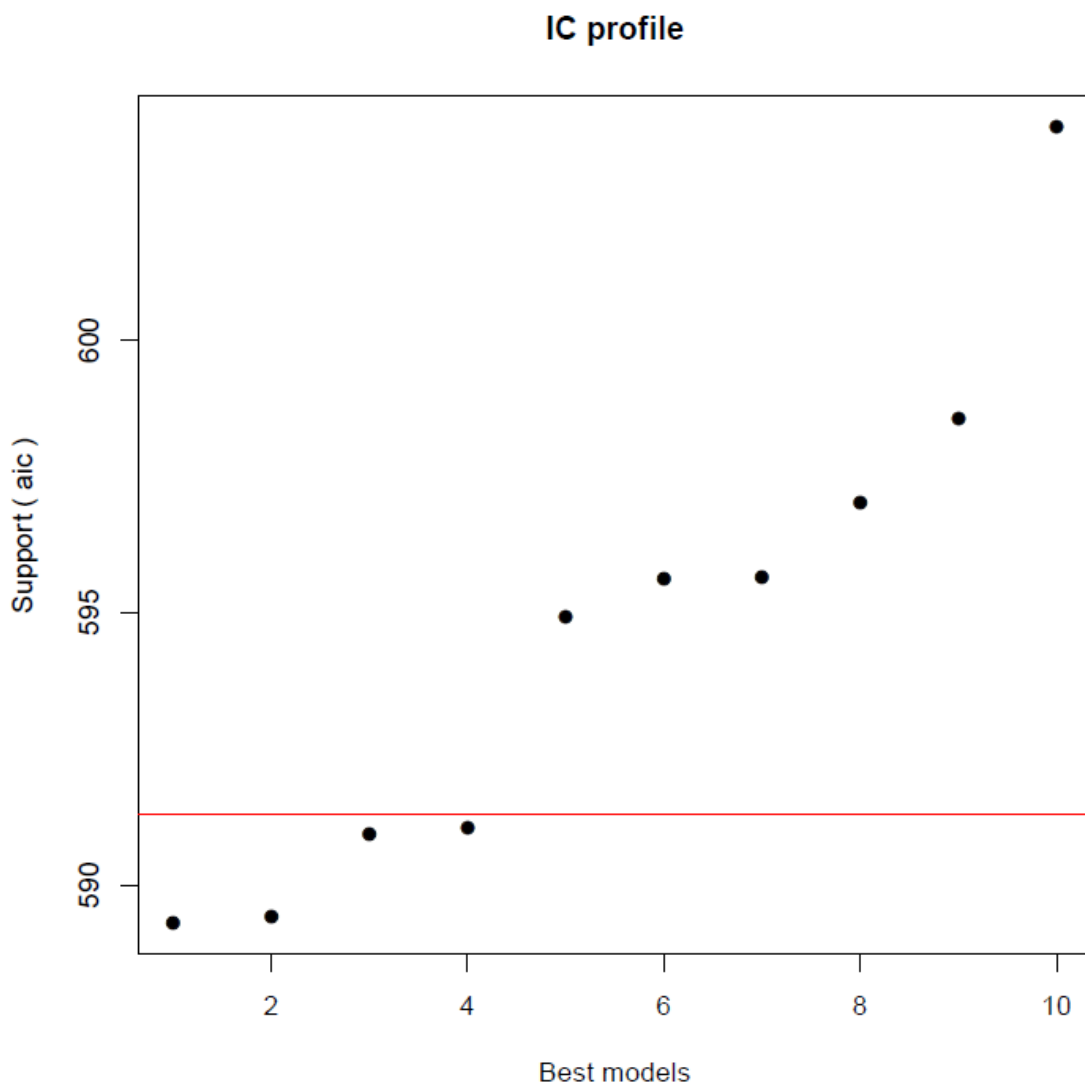
Anexo 17: Processo de obtenção e classificação visual das imagens aéreas.



Anexo 18: Relação entre variáveis de campo com medição direta das árvores, onde PS_FLORESTA = Biomassa da floresta (Mg/ha), TABOCA = Biomassa de bambus (Mg/ha), NAV = Número de árvores vivas, NPV = Número de palmeiras vivas, tabocas.m² = densidade de bambus (colmos/m²) e g_arvs_vivas = Área basal de árvores vivas.

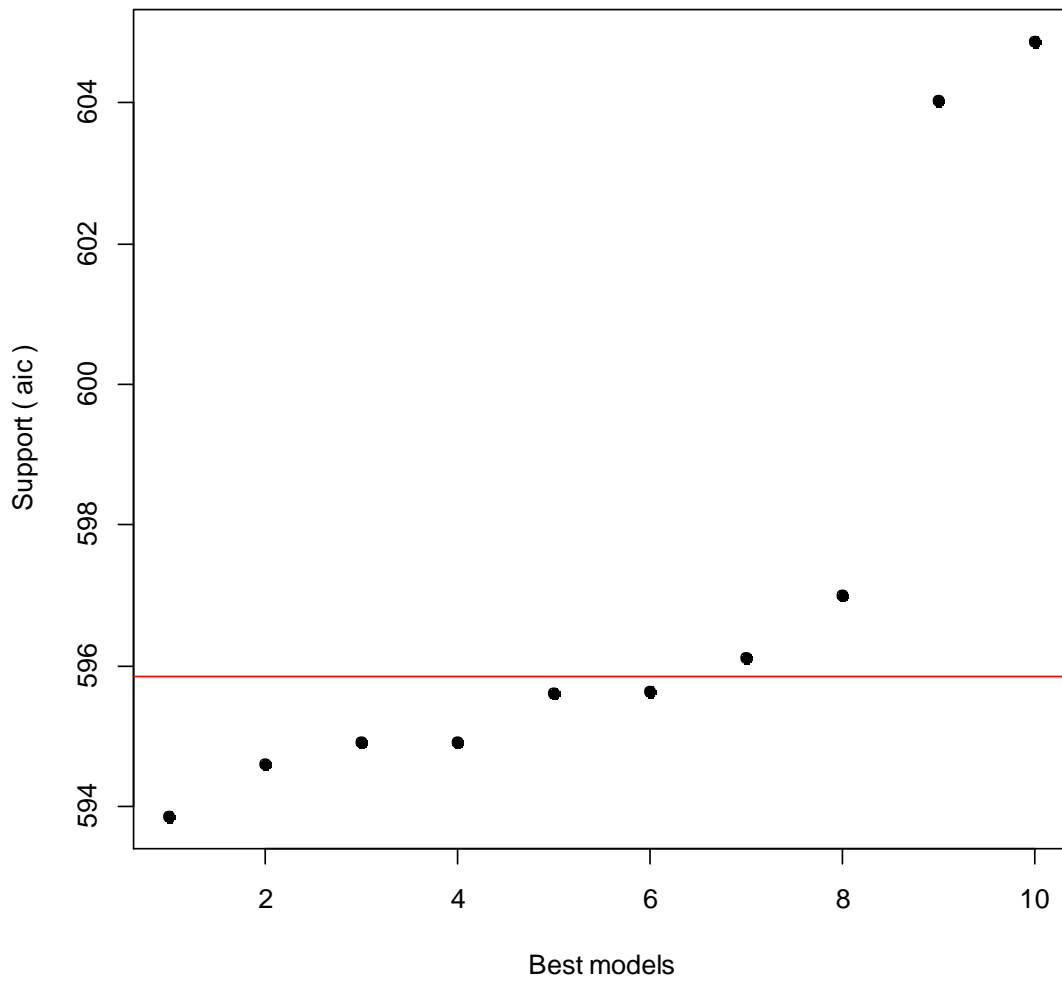


Anexo 19: Relações entre variáveis de campo, onde PS_FLORESTA = Biomassa da floresta (Mg/ha), TABOCA = Biomassa de bambus (Mg/ha), NAV = Número de árvores vivas, NPV = Número de palmeiras vivas e tabocas.m² = densidade de bambus (colmos/m²).

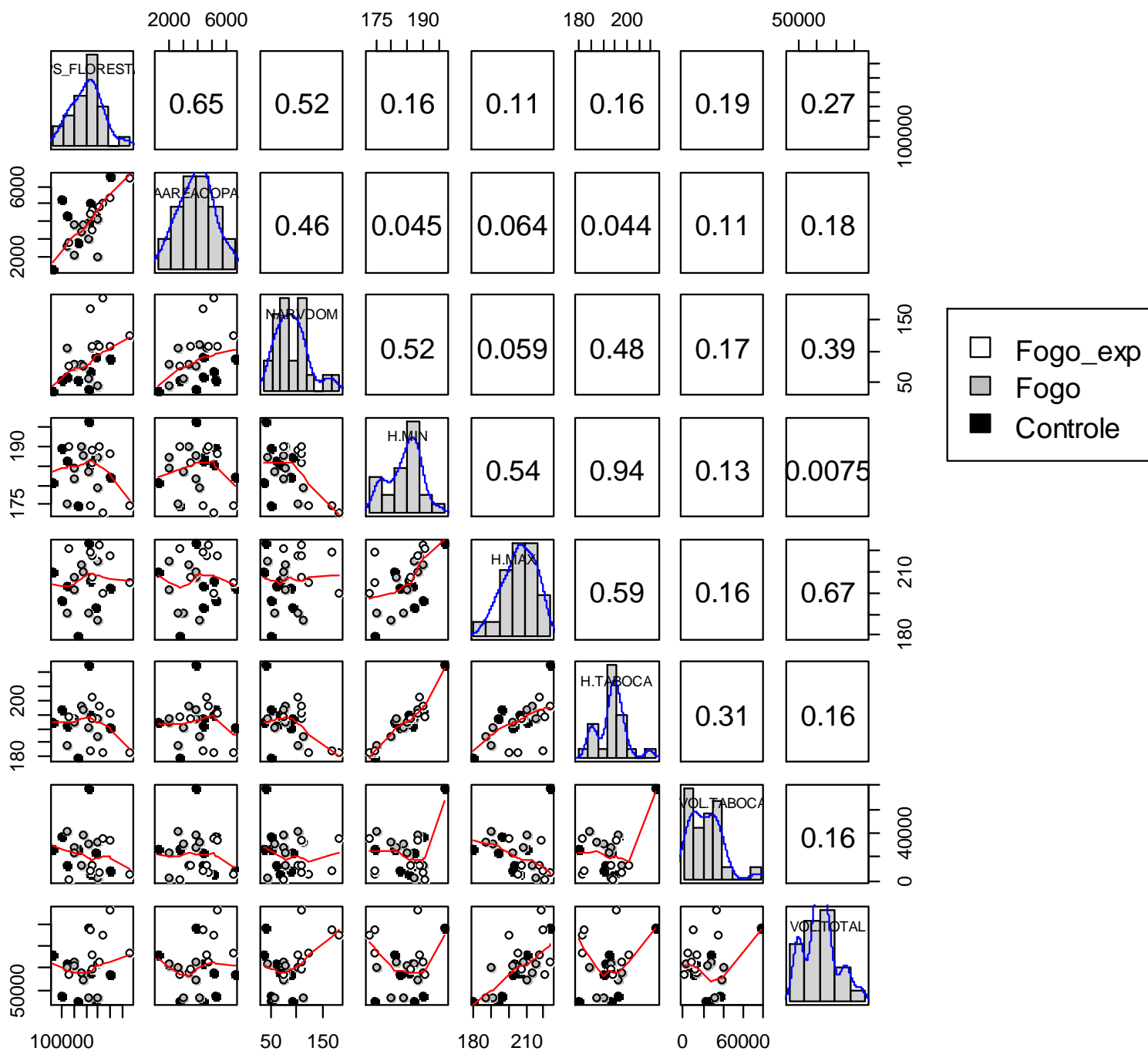


Anexo 20: Modelos indicado pelo *glmulti* para conjunto de variáveis sem medição direta das árvores e com pesagem direta dos bambus.

IC profile

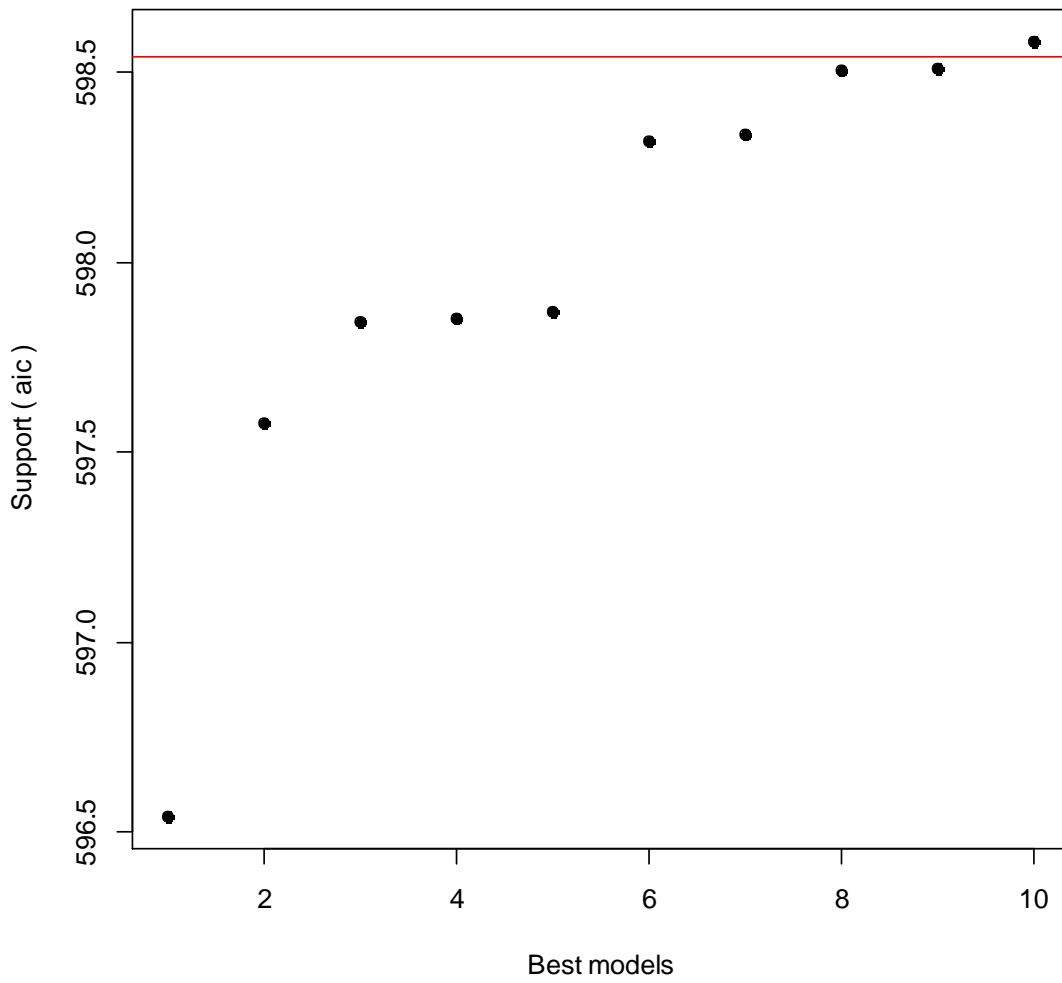


Anexo 21: Modelos indicado pelo *glmulti* para conjunto de variáveis sem medição direta das árvores e sem pesagem direta dos bambus.

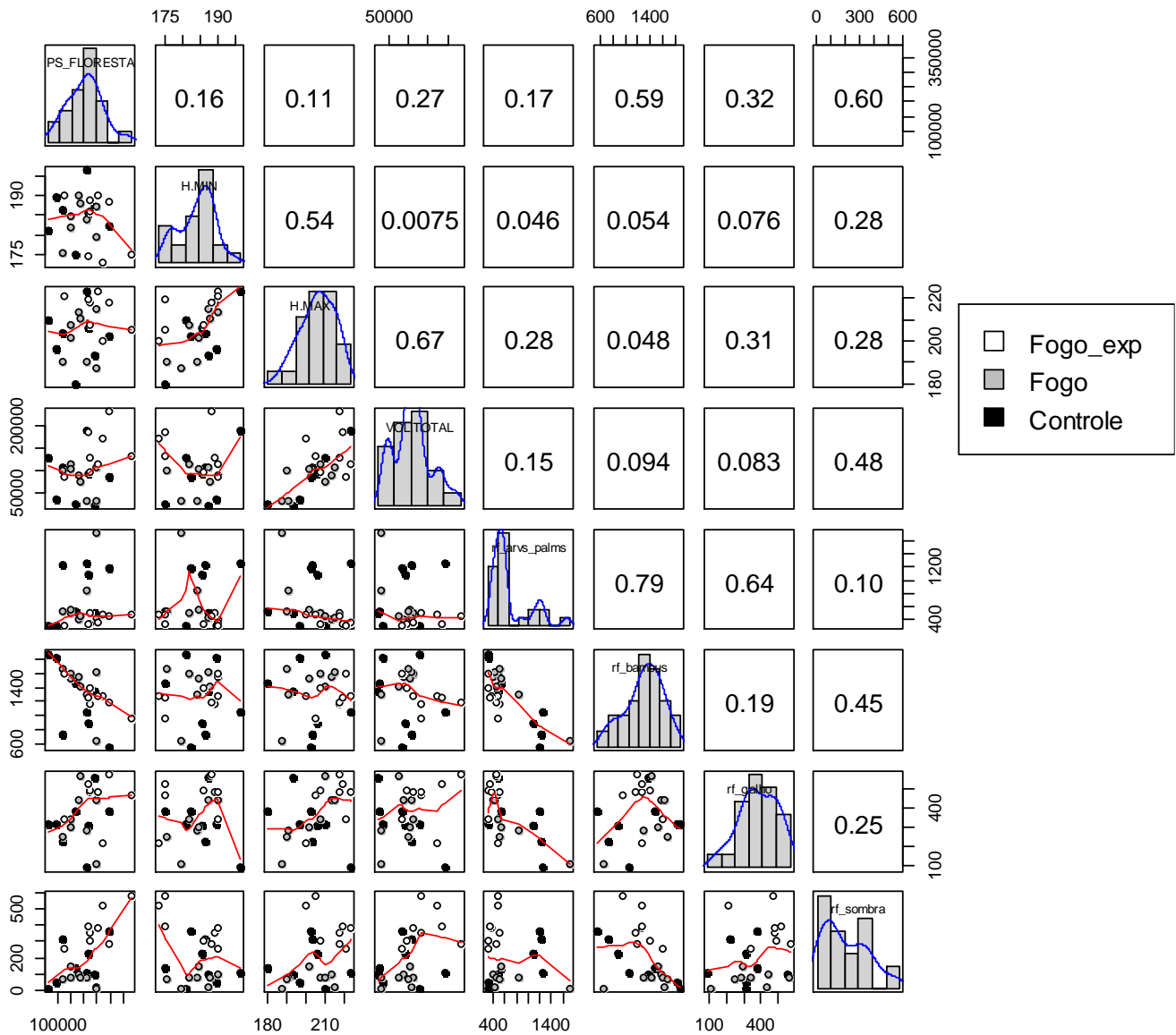


Anexo 22: Variáveis classificação por interpretação visual, onde PS_FLORESTA = Biomassa da floresta (Mg/ha), AREACOPADOM = Área do dossel ocupada por árvores e palmeiras dominantes (m²/ha), NARVDOM = Número de árvores e palmeiras dominantes, H.MIN = Altura mínima da nuvem de pontos (m), H.MAX = Altura máxima da nuvem de pontos (m), H.TABOCA = Altura média do dossel de bambus (m), VOL.TABOCA = Volume abaixo do dossel de bambus (m³) e VOL.TOTAL = Volume total abaixo do dossel (m³).

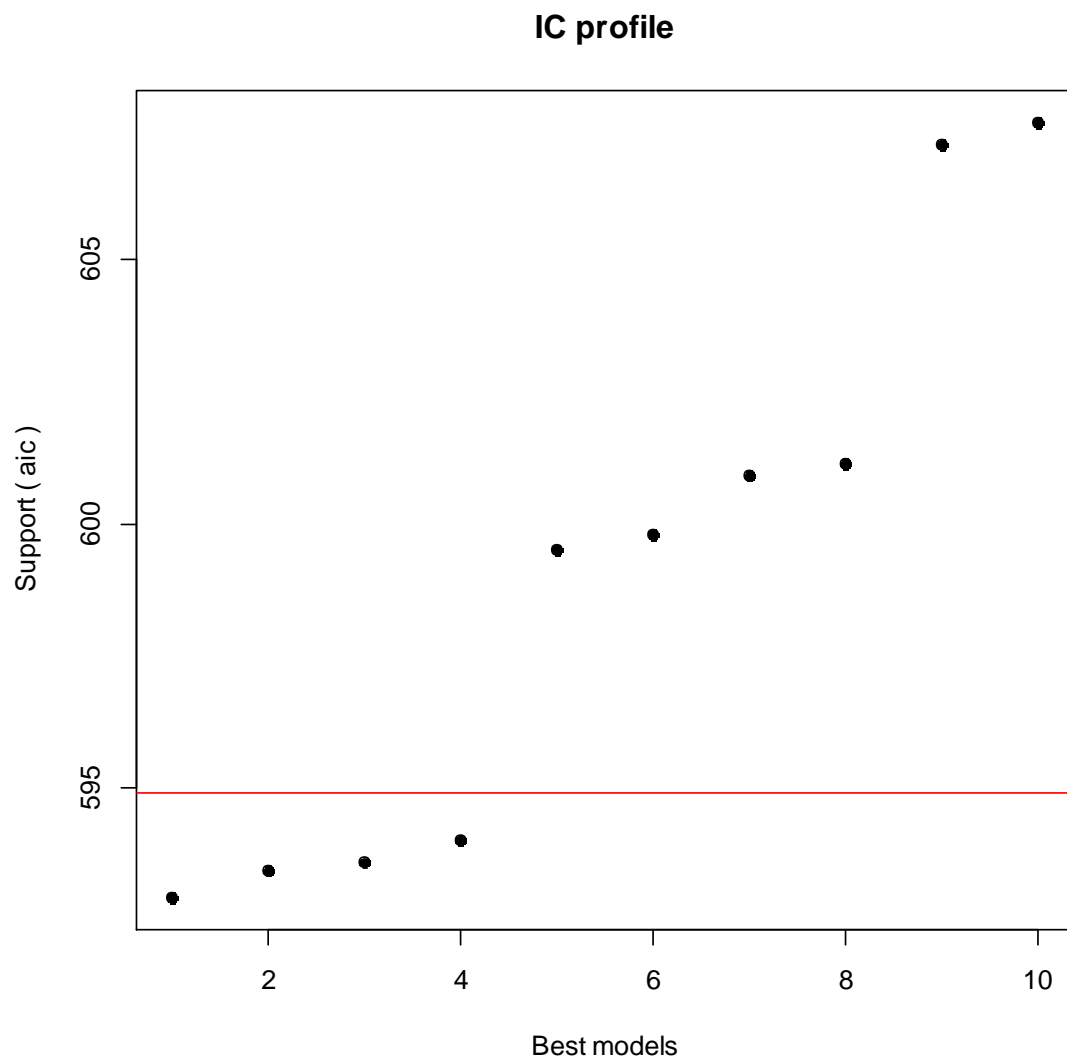
IC profile



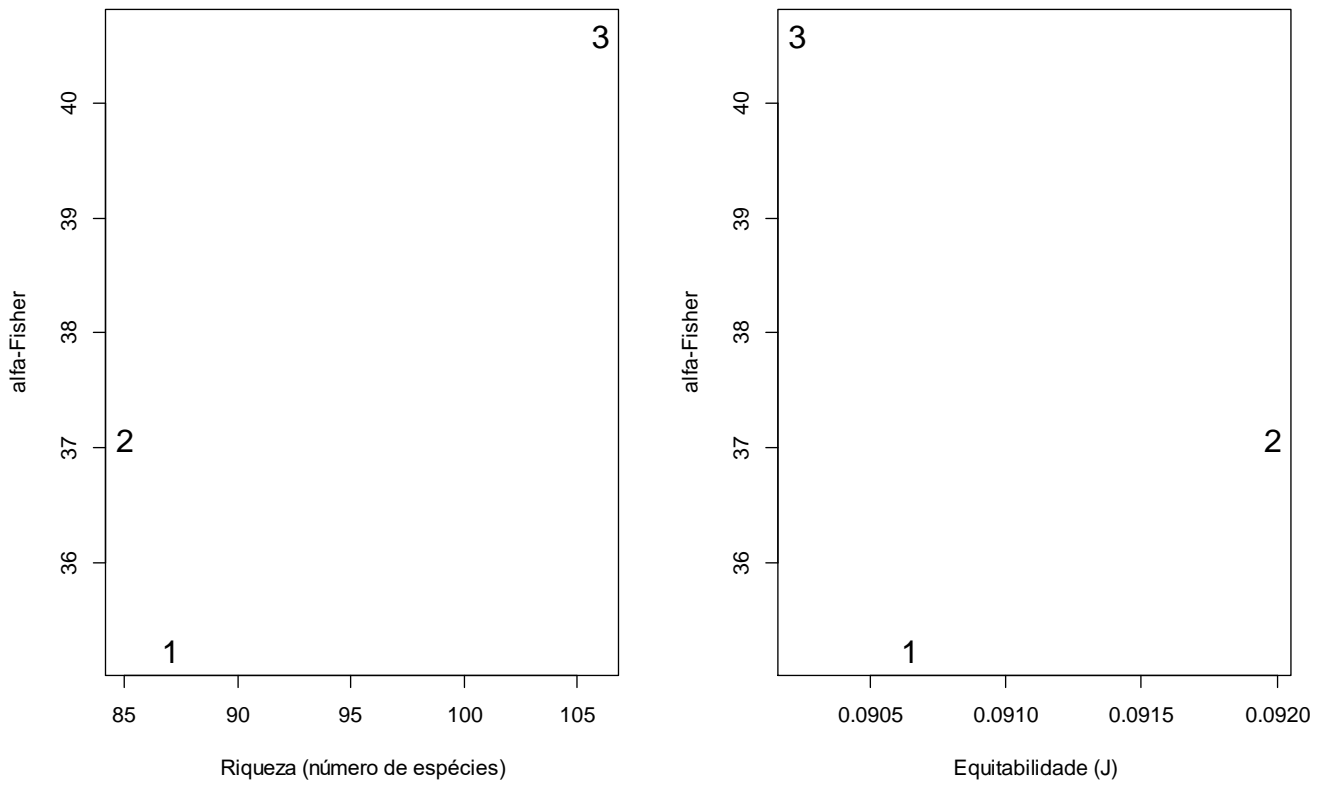
Anexo 23: Modelos indicados na etapa inicial de seleção para variáveis de imagens aéreas com classificação por interpretação visual.



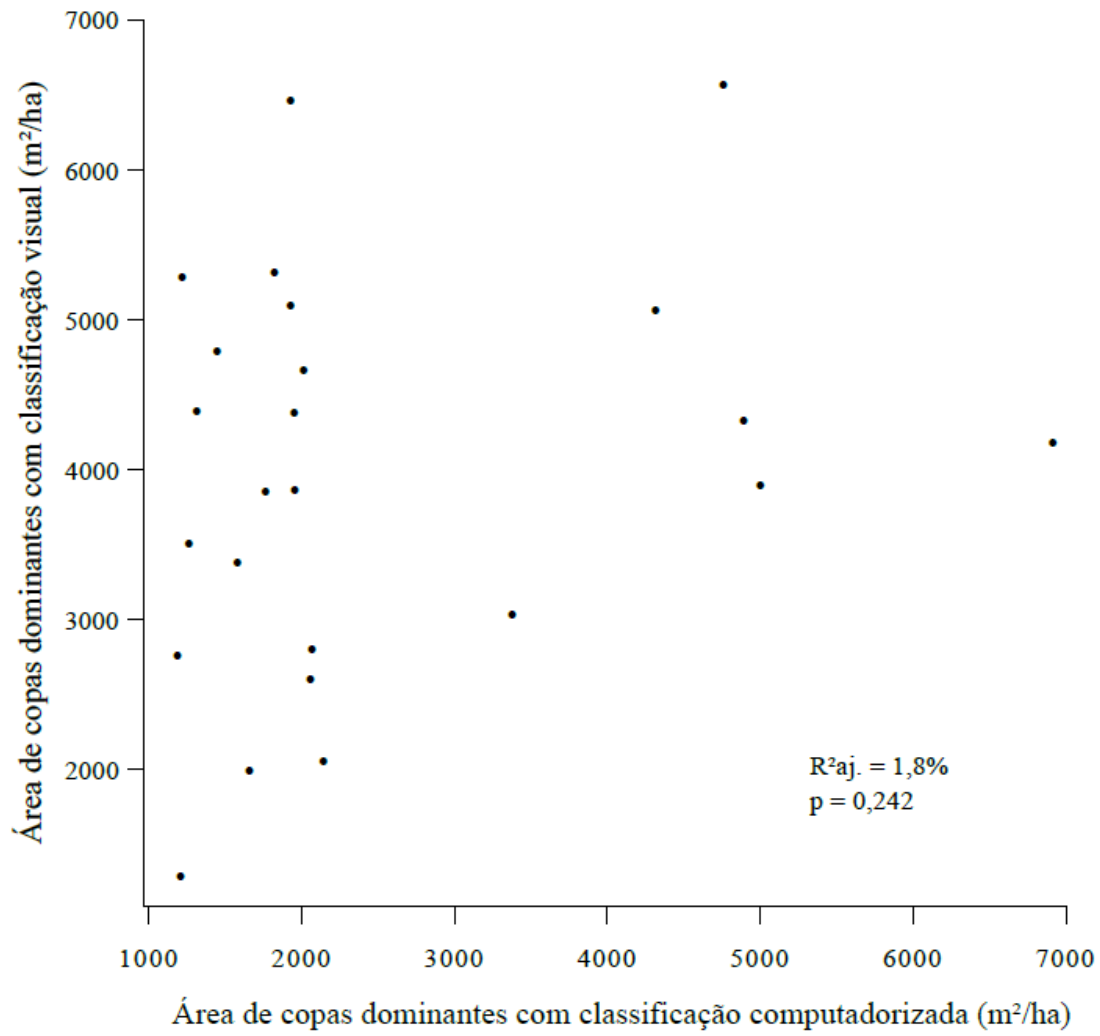
Anexo 24: Variáveis classificação computadorizada, onde PS_FLORESTA = Biomassa da floresta (Mg/ha), H.MIN = Altura mínima da nuvem de pontos (m), H.MAX = Altura máxima da nuvem de pontos (m), VOL.TOTAL = Volume total abaixo do dossel (m³), rf_arvs_palms = área classificada como copa de árvores e palmeiras vivas (m²), rf_bambus = Área classificada como dossel de bambus (m²), rf_galho = Área classificada como vegetação não fotossintetizante, rf_sombra = Área classificada como sombra (m²).



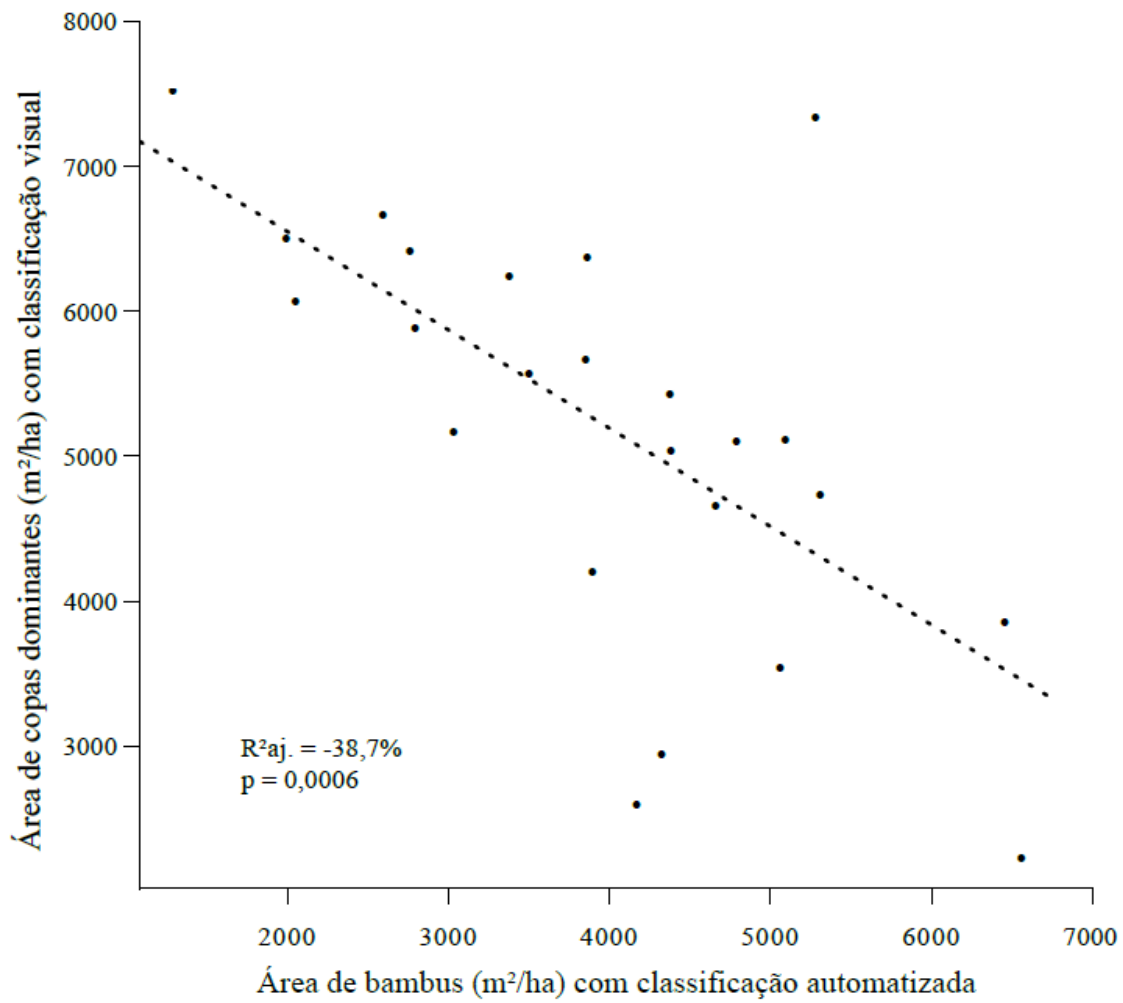
Anexo 25: Modelos indicados na etapa inicial de seleção para variáveis de imagens aéreas com classificação por interpretação visual.



Anexo 26: Relação do índice alfa-Fisher com riqueza (número de espécies) e equabilidade (J).



Anexo 27: Relação entre área do dossel ocupada por árvores e palmeiras dominantes em diferentes métodos de classificação.



Anexo 28: Relação entre classificação visual da área de copas de árvores e palmeiras dominantes ($m^2 ha^{-1}$) e classificação automatizada da área do dossel de bambus ($m^2 ha^{-1}$).